



**Vera Augusta
Moreira Rodrigues**

**Simulação do efeito da vegetação na qualidade do
ar em zonas urbanas**



**Vera Augusta
Moreira Rodrigues**

**Simulação do efeito da vegetação na qualidade do ar
em zonas urbanas**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor Carlos Borrego, Professor Catedrático do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e do Doutor Jorge Humberto Amorim, Estagiário de Pós-Doutoramento do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) da Universidade de Aveiro.

*Dedico este trabalho ao Fernando por todo o apoio prestado.
Ao professor Carlos Borrego e ao Jorge Amorim por toda a aprendizagem
proporcionada.*

*“Tenho o dever de me fechar em casa no meu espírito e trabalhar,
quanto possa e em tudo quanto possa,
para o progresso da civilização
e o alargamento da consciência da humanidade.”*

Fernando Pessoa

o júri

presidente

Professora Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda

Professora do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

vogais

Professor Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego

Professor Catedrático do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Doutor Jorge Humberto de Melo Rosa Amorim

Estagiário de Pós-Doutoramento do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) da Universidade de Aveiro

Professor Doutor Manuel Joaquim Sabença Feliciano

Professor Equiparado a Assistente na Escola Superior Agrária de Bragança do Instituto Politécnico de Bragança

agradecimentos

Agradeço ao professor Carlos Borrego. Este trabalho não teria sido possível sem a orientação e forte apoio do professor. Agradeço as palavras de apoio e motivação.

Agradeço ao Jorge Humberto Amorim a orientação, a compreensão, toda a disponibilidade e o apoio prestado ao longo do desenvolvimento da dissertação.

Um muito obrigado ao Richard Tavares pela partilha de conhecimento, por toda a ajuda e simpatia.

Agradeço à Ana Margarida Costa todo o apoio e partilha de conhecimento.

A todas as pessoas do GEMAC que em diversos momentos tiveram uma palavra, obrigado pela simpatia e humildade.

Um sentido obrigado à minha família. Um obrigado como prova de toda a gratidão por estes longos anos de estudo que me proporcionaram. Obrigado pai e mãe.

Ao 'Tó-Zé' espero contagiar com esta conquista dando-lhe alguma motivação para o seu futuro académico.

Um obrigado a todos os amigos e colegas que sabem terem contribuído para a concretização deste trabalho. Obrigado à Catarina e ao Jorge Bandeira pela ajuda prestada.

Um sentido obrigado ao Fernando! Agradeço-te todo o apoio e a amizade incondicional. Vejo-me na necessidade de agradecer toda a paciência e compreensão. Para além de todo o apoio vivencial, não posso seguir sem agradecer o apoio técnico.

palavras-chave

Vegetação urbana, áreas urbanas, modelação CFD, escoamento atmosférico, dispersão, emissões, qualidade do ar.

resumo

Nos últimos anos tem crescido, na comunidade científica, a importância atribuída aos estudos numéricos dos efeitos da vegetação no escoamento atmosférico, bem como o consequente impacto na qualidade do ar urbano. O presente trabalho pretende avaliar os efeitos da vegetação urbana na dispersão do monóxido de carbono (CO) e de partículas em suspensão de diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a $10\text{ }\mu\text{m}$ (PM10) emitidos pelo tráfego rodoviário. As simulações de qualidade do ar realizadas reportam ao dia 5 de Maio de 2004. O domínio de cálculo engloba a Avenida 25 de Abril e zona envolvente, no centro da cidade de Aveiro.

O presente trabalho focou-se na modelação numérica do efeito induzido pelas árvores no escoamento e na dispersão dos poluentes atmosféricos provenientes do tráfego rodoviário num *street canyon* urbano. O efeito induzido pela vegetação no escoamento traduz-se matematicamente pela adição de termos fonte às equações que governam o movimento, a energia cinética turbulenta e a dissipação. Para o estudo destes efeitos foi desenvolvida uma ferramenta numérica, designada por URVEGE, posteriormente introduzida num modelo de Computação da Dinâmica de Fluidos (CFD). A validação do modelo envolveu a intercomparação das simulações com o modelo comercial CFD FLUENT, com valores médios horários das concentrações de CO e PM10 medidos na estação de monitorização de qualidade do ar localizada no domínio de simulação, assim como a análise estatística dos resultados. A incerteza associada aos resultados das simulações para o CO determinou-se através dos objectivos de qualidade do ar estabelecidos pelo Decreto-Lei n.º 111/2002 de 16 de Abril, revelando uma melhoria no desempenho do modelo após a introdução do módulo para o efeito da vegetação. O desempenho do modelo revelou-se distinto para o CO e PM10, tendo sido obtidos melhores resultados no caso do CO.

Os resultados das simulações mostram que a qualidade do ar à escala local depende fortemente da configuração do *street canyon* e das condições meteorológicas locais, mas também da presença de vegetação (através da sua localização, geometria e densidade de área foliar). As simulações mostram uma clara perturbação exercida pelas árvores no escoamento em *street canyon* e consequente impacto na dispersão. Em geral, a vegetação atenua a velocidade do vento promovendo a dispersão dos poluentes. No entanto, para determinados pontos do domínio de cálculo verifica-se que há um aumento da velocidade do vento provocado pelas árvores. Este aumento da velocidade do vento conduz à formação de áreas de recirculação, dificultando a dispersão dos poluentes emitidos, contribuindo para a formação de *hot-spots*. Estas conclusões reforçam a importância de integrar este tipo de conhecimento no planeamento urbano com o objectivo de otimizar o papel das áreas verdes no conforto e saúde humana.

keywords

Urban vegetation, urban areas, CFD modelling, flow, pollutant dispersion, traffic emissions, air quality.

abstract

In recent years, the scientific community has paid an increased attention to the numerical studies of the effects of vegetation on the atmospheric flow and the consequent impact on urban air quality. The current work aims to evaluate the potential impact of effects of urban vegetation in the dispersion of carbon monoxide (CO) and fraction of suspended particle matter with aerodynamic diameter less than 10 micrometer (PM10) emitted by road traffic. The carried out simulations of air quality relate to the 5th of May 2004. The study domain includes the *Avenida 25 de Abril* and surrounding area in the centre of Aveiro city.

This work is focused on numerical modelling of the effect produced by trees on the flow and dispersion of air pollutants from road traffic in urban street canyon. The effect induced by trees on the flow is mathematically reflected by adding source terms to the equations governing momentum, turbulent kinetic energy and dissipation. To study these effects we developed a numerical tool, called URVEGE subsequently introduced into a model of Computational Fluid Dynamics (CFD). The model validation involved the intercomparison of the CFD commercial package FLUENT simulations, with hourly average concentrations of CO and PM10 measured at air quality station located in the simulation field, as well as, the results statistical analysis.

The uncertainty of the results for CO simulations was determined by the objectives of air quality established by *Decreto-Lei no. 111/2002* of 16th April, showing an improvement in the model's performance after the introduction of the vegetation effect module. The model's performance proved to be different for CO and PM10, from which the better results were obtained for CO.

The simulation results show that local air quality strongly depends on the street canyon configuration and on the local weather but also on the presence of trees (through its location, geometry and leaf area density). The simulation show a clear disturbance exerted by trees in the outlets at street canyon and the impact on dispersion. Generally, trees reduce wind speed by promoting the dispersion of pollutants. However, for certain parts of the field calculation we showed that there is an increase in wind speed caused by trees. The increase on wind speed leads to the formation of recirculation areas, preventing the dispersion of pollutants which contribute to the formation of hot-spots. These conclusions reinforce the importance of integrating this kind of knowledge in urban planning in order to improve the role of green areas in the comfort and health.

Índice

1. Introdução.....	1
2. Estado da arte	5
2.1. Contextualização do problema da qualidade do ar nos centros urbanos.....	5
2.2. Características do meio urbano.....	9
2.3. Modelação da qualidade do ar urbano	10
2.4. Efeitos da vegetação Urbana	14
2.5. Modelação e estudo do efeito da vegetação urbana no escoamento e dispersão de poluentes.....	16
3. Desenvolvimento de um modelo para o efeito da vegetação na qualidade do ar	19
3.1. Descrição do modelo VADIS	19
3.2. Descrição do módulo URVEGE	25
3.3. Ensaios preliminares com o módulo URVEGE	34
4. Caso de estudo: centro da cidade de Aveiro.....	37
4.1. Caracterização do domínio de estudo	37
4.2. Meteorologia	39
4.3. Emissões do tráfego automóvel	41
4.4. Qualidade do ar	45
5. Validação do módulo URVEGE.....	47
5.1. Análise preliminar por intercomparação de modelos.....	47
5.2. Influência da vegetação no escoamento	48
5.3. Influência da vegetação na dispersão	52
5.4. Análise estatística dos valores de qualidade do ar simulados e medidos	59
6. Conclusões	73
7. Referências bibliográficas.....	75
Anexos.....	81
Anexo A – Emissões para algumas das ruas consideradas no domínio de cálculo.	82
Anexo B – Aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para simulação das concentrações de CO sem o módulo URVEGE.....	83
Anexo C – Aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para estimativa das concentrações de CO com o módulo URVEGE.....	99
Anexo D – Aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para simulação das concentrações de PM10 sem o módulo URVEGE	115
Anexo E – Aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para simulação das concentrações de PM10 com o módulo URVEGE.....	127

Lista de figuras

Figura 1: Esquema representativo do funcionamento do modelo VADIS.....	19
Figura 2: Representação esquemática das malhas de campo de ventos e cartográfica, num plano horizontal de um domínio de cálculo hipotético.....	21
Figura 3: Disposição espacial dos obstáculos e fontes de emissão e respectiva definição no modelo VADIS.....	24
Figura 4: Novo esquema representativo do funcionamento do modelo VADIS, com a introdução do módulo URVEGE.....	26
Figura 5: Esquema representativo do modo de funcionamento geral do VADIS com o módulo URVEGE.....	27
Figura 6: Comparação do ficheiro input original do VADIS (imagem superior) e após a introdução do módulo URVEGE (imagem inferior).	28
Figura 7: Representação esquemática do algoritmo do módulo FLOW.	31
Figura 8: Algoritmo geral do desenvolvimento do módulo URVEGE.....	33
Figura 9: Representação do campo tridimensional de ventos para um caso de estudo particular.	35
Figura 10: Representação do domínio. A verde as árvores e a azul os edifícios.	38
Figura 11: Representação do domínio de cálculo com edifícios (a) e com edifícios e árvores (b).	39
Figura 12: Representação da metodologia aplicada no tratamento dos dados meteorológicos..	41
Figura 13: Evolução temporal dos valores médios horários de velocidade do vento, para o período de simulação.....	41
Figura 14: Evolução temporal dos valores médios horários de direcção do vento, para o período de simulação.	41
Figura 15: Representação da rede de tráfego do domínio de estudo.	43
Figura 16: Evolução temporal das emissões de CO e número total de veículos.	44
Figura 17: Evolução temporal das emissões de PM10 e número total de veículos.....	45
Figura 18: Evolução temporal das concentrações médias horárias de CO monitorizadas na EQA.....	46
Figura 19: Evolução temporal das concentrações médias horárias de PM10 monitorizadas na EQA.....	46
Figura 20: Intercomparação de Modelos. Na figura (a) está representado o resultado da simulação com o VADIS/URVEGE e na (b) o resultado obtido com o FLUENT	48
Figura 21: Representação do campo horizontal da intensidade do vento para o período das 15:00 às 16:00, sem o módulo URVEGE.	49
Figura 22: Representação do campo horizontal da intensidade do vento para o período das 15:00 às 16:00, com o módulo URVEGE. As árvores estão identificadas a verde.....	50
Figura 23: Representação do campo horizontal da intensidade do vento para o período das 10:00 às 11:00, sem o módulo URVEGE.	51
Figura 24: Representação do campo horizontal da intensidade do vento para o período das 10:00 às 11:00, com o módulo URVEGE.	51
Figura 25: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO para o período das 10:00 às 11:00, sem o módulo URVEGE. Os blocos a preto representam os edifícios presentes no domínio de cálculo. A EQA está representada pelo triângulo a preto e a Avenida 25 de Abril pela linha a tracejado cinzenta.	53
Figura 26: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO para o período das 10:00 às 11:00, com o módulo URVEGE. Os blocos a preto representam os edifícios e os blocos com tracejado a verde representam as árvores presentes no domínio de cálculo.....	53
Figura 27: Representação do campo vertical para os valores de concentração de CO para o período das 10:00 às 11:00. O rectângulo preto representa um edifício, o rectângulo sem preenchimento representa uma árvore e o triângulo a EQA.	55
Figura 28: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 para o período das 15:00 às 16:00, sem o módulo URVEGE. Os blocos a preto representam os edifícios presentes no domínio de cálculo.	56

Figura 29: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 para o período das 15:00 às 16:00, com o módulo URVEGE. Os blocos a preto representam os edifícios e os blocos a verde representam as árvores presentes no domínio de cálculo.	56
Figura 30: Pormenor do <i>hot-spot</i> para os valores de concentração de PM10 sem o módulo URVEGE.....	57
Figura 31: Pormenor do <i>hot-spot</i> para os valores de concentração de PM10 com o módulo URVEGE.....	58
Figura 32: Pormenor do <i>hot-spot</i> para os valores de concentração de CO sem o módulo URVEGE.....	58
Figura 33: Pormenor do <i>hot-spot</i> para os valores de concentração de CO com o módulo URVEGE.....	59
Figura 34: Gráfico comparativo da evolução temporal dos valores médios horários das emissões de CO ($\text{kg.km}^{-1}.\text{h}^{-1}$) calculadas pelo TREM para a Avenida 25 de Abril e da concentração de CO ($\mu\text{g.m}^{-3}$) medidos na EQA, simulados pelo VADIS e simulados pelo VADIS com o módulo URVEGE.	60
Figura 35: Desvios das médias octo-horárias das concentrações de CO simuladas pelo VADIS relativamente às médias octo-horárias das concentrações medidas na EQA. A azul e a roxo estão representados os desvios das simulações sem e com o módulo URVEGE, respectivamente. A linha a vermelho indica o valor máximo aceitável de incerteza para os valores simulados, de acordo com o definido no Decreto-Lei n.º 111/2002 de 16 de Abril.	62
Figura 36: Correlação entre os valores medidos na EQA e os simulados pelo VADIS.....	66
Figura 37: Correlação entre os valores medidos na EQA e os valores simulados pelo VADIS com o módulo URVEGE.	67
Figura 38: Gráfico comparativo da evolução temporal dos valores médios horários das emissões de PM10 ($\text{kg.km}^{-1}.\text{h}^{-1}$) calculadas pelo TREM para a Avenida 25 de Abril e da concentração de PM10 ($\mu\text{g.m}^{-3}$) medidos na EQA, simulados pelo VADIS e simulados pelo VADIS com o módulo URVEGE.	68
Figura A-1: Emissões para o CO em algumas das ruas do domínio de cálculo.....	83
Figura B-1: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 17:00 – 18:00.	83
Figura B-2: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 18:00 – 19:00.	83
Figura B-3: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 19:00 – 20:00.	84
Figura B-4: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 20:00 – 21:00.	84
Figura B-5: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 21:00 – 22:00.	85
Figura B-6: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 22:00 – 23:00.	85
Figura B-7: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 23:00 – 24:00.	86
Figura B-8: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 0:00 – 1:00.	86
Figura B-9: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 1:00 – 2:00.	87
Figura B-10: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 2:00 – 3:00.	87
Figura B-11: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 3:00 – 4:00.	88
Figura B-12: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 4:00 – 5:00.	88
Figura B-13: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 5:00 – 6:00.	89
Figura B-14: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10	

m, 6:00 – 7:00.....	89
Figura B-15: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 7:00 – 8:00.....	90
Figura B-16: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 8:00 – 9:00.....	90
Figura B-17: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 9:00 – 10:00.....	91
Figura B-18: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 10:00 – 11:00.....	91
Figura B-19: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 11:00 – 12:00.....	92
Figura B-20: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 12:00 – 13:00.....	92
Figura B-21: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 13:00 – 14:00.....	93
Figura B-22: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 14:00 – 15:00.....	93
Figura B-23: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 15:00 – 16:00.....	94
Figura B-24: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 16:00 – 17:00.....	94
Figura B-25: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 17:00 – 18:00.....	95
Figura B-26: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 18:00 – 19:00.....	95
Figura B-27: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 19:00 – 20:00.....	96
Figura B-28: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 20:00 – 21:00.....	96
Figura B-29: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 21:00 – 22:00.....	97
Figura B-30: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 22:00 – 23:00.....	97
Figura B-31: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 23:00 – 24:00.....	98
Figura C-1: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 17:00 – 18:00.....	99
Figura C-2: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 18:00 – 19:00.....	99
Figura C-3: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 19:00 – 20:00.....	100
Figura C-4: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 20:00 – 21:00.....	100
Figura C-5: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 21:00 – 22:00.....	101
Figura C-6: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 22:00 – 23:00.....	101
Figura C-7: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 23:00 – 24:00.....	102
Figura C-8: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 0:00 – 1:00.....	102
Figura C-9: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 1:00 – 2:00.....	103
Figura C-10: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 2:00 – 3:00.....	103

Figura C-11: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 3:00 – 4:00.....	104
Figura C-12: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 4:00 – 5:00.....	104
Figura C-13: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 5:00 – 6:00.....	105
Figura C-14: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 6:00 – 7:00.....	105
Figura C-15: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 7:00 – 8:00.....	106
Figura C-16: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 8:00 – 9:00.....	106
Figura C-17: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 9:00 – 10:00.....	107
Figura C-18: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 10:00 – 11:00.....	107
Figura C-19: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 11:00 – 12:00.....	108
Figura C-20: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 12:00 – 13:00.....	108
Figura C-21: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 13:00 – 14:00.....	109
Figura C-22: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 14:00 – 15:00.....	109
Figura C-23: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 15:00 – 16:00.....	110
Figura C-24: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 16:00 – 17:00.....	110
Figura C-25: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 17:00 – 18:00.....	111
Figura C-26: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 18:00 – 19:00.....	111
Figura C-27: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 19:00 – 20:00.....	112
Figura C-28: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 20:00 – 21:00.....	112
Figura C-29: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 21:00 – 22:00.....	113
Figura C-30: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 22:00 – 23:00.....	113
Figura C-31: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 23:00 – 24:00.....	114
Figura D-1: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 0:00 – 1:00.....	115
Figura D-2: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 1:00 – 2:00.....	115
Figura D-3: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 2:00 – 3:00.....	116
Figura D-4: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 3:00 – 4:00.....	116
Figura D-5: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 4:00 – 5:00.....	117
Figura D-6: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 5:00 – 6:00.....	117
Figura D-7: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10	

m, 6:00 – 7:00.....	118
Figura D-8: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 7:00 – 8:00.....	118
Figura D-9: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 8:00 – 9:00.....	119
Figura D-10: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 9:00 – 10:00.....	119
Figura D-11: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 10:00 – 11:00.....	120
Figura D-12: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 11:00 – 12:00.....	120
Figura D-13: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 12:00 – 13:00.....	121
Figura D-14: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 13:00 – 14:00.....	121
Figura D-15: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 14:00 – 15:00.....	122
Figura D-16: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 15:00 – 16:00.....	122
Figura D-17: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 16:00 – 17:00.....	123
Figura D-18: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 17:00 – 18:00.....	123
Figura D-19: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 18:00 – 19:00.....	124
Figura D-20: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 19:00 – 20:00.....	124
Figura D-21: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 20:00 – 21:00.....	125
Figura D-22: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 21:00 – 22:00.....	125
Figura D-23: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 22:00 – 23:00.....	126
Figura D-24: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 23:00 – 24:00.....	126
Figura E-1: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 0:00 – 1:00.....	127
Figura E-2: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 1:00 – 2:00.....	127
Figura E-3: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 2:00 – 3:00.....	128
Figura E-4: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 3:00 – 4:00.....	128
Figura E-5: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 4:00 – 5:00.....	129
Figura E-6: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 5:00 – 6:00.....	129
Figura E-7: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 6:00 – 7:00.....	130
Figura E-8: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 7:00 – 8:00.....	130
Figura E-9: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 8:00 – 9:00.....	131
Figura E-10: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 9:00 – 10:00.....	131

Figura E-11: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 10:00 – 11:00.....	132
Figura E-12: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 11:00 – 12:00.....	132
Figura E-13: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 12:00 – 13:00.....	133
Figura E-14: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 13:00 – 14:00.....	133
Figura E-15: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 14:00 – 15:00.....	134
Figura E-16: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 15:00 – 16:00.....	134
Figura E-17: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 16:00 – 17:00.....	135
Figura E-18: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 17:00 – 18:00.....	135
Figura E-19: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 18:00 – 19:00.....	136
Figura E-20: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 19:00 – 20:00.....	136
Figura E-21: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 20:00 – 21:00.....	137
Figura E-22: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 21:00 – 22:00.....	137
Figura E-23: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 22:00 – 23:00.....	138
Figura E-24: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 23:00 – 24:00.....	138

Lista de tabelas

Tabela 1: Síntese dos principais tipos de modelos de qualidade do ar existentes.	13
Tabela 2: Principais características de alguns modelos CFD estudados.	14
Tabela 3: Síntese dos efeitos associados à presença de vegetação em meio urbano.	15
Tabela 4: Gama de parâmetros estatísticos e critérios de avaliação dos mesmos para avaliação do desempenho do modelo. Por desvio entende-se a diferença entre o valor simulado (S) e o valor medido (M) no período temporal em análise.....	64
Tabela 5: Parâmetros estatísticos relativos à avaliação do desempenho do modelo para o CO.....	65
Tabela 6: Parâmetros estatísticos relativos à avaliação do desempenho do modelo para as PM10.	70

1. Introdução

Em todo o mundo regista-se actualmente uma forte dependência da mobilidade individual, a qual contribui para aumentar, na generalidade, os padrões de conforto. No entanto, a poluição atmosférica com origem nas emissões resultantes do tráfego rodoviário apresenta impacte no ambiente e na saúde humana [Vardoulakis et al., 2003; Amorim et al., 2004; Miranda et al., 2005; Borrego et al., 2008; Martins et al., 2009]. Estas emissões são tidas como as principais responsáveis pela degradação da qualidade do ar urbano.

Para além destas pressões ambientais urbanas está o acentuado crescimento demográfico, registado nas últimas décadas, conduzindo ao aumento da população humana a viver nas cidades [EEA, 2007; Martins et al., 2009].

Os problemas de qualidade do ar, particularmente relevantes nas áreas urbanas, têm assumido, durante as últimas décadas, crescente importância na comunidade científica e política. A modelação surge, neste contexto, como uma ferramenta de apoio ao estudo destes problemas.

Nos últimos anos, os modelos CFD (*Computational Fluid Dynamics*) tornaram-se numa ferramenta efectiva para a simulação de campos de vento e dispersão em geometrias complexas, típicas em áreas urbanas. O desenvolvimento de códigos numéricos acompanhados da melhoria contínua do *hardware* tem contribuído, significativamente, para a qualidade da modelação. No entanto, apesar desta evolução, o ambiente urbano, caracterizado pela presença de uma vasta gama de elementos complexos, continua a representar um desafio à modelação do escoamento e dispersão [Amorim et al., 2004; Li et al., 2006; Martins et al., 2009].

Também as árvores surgem como elementos urbanos, de características complexas e de difícil simulação. A importância de os incluir nos estudos numéricos de escoamento e dispersão deve-se à sua abundância nas cidades e à sua influência na distribuição espacial de campos de ventos, concentração de poluentes atmosféricos e temperatura no interior das cidades.

As árvores são, inquestionavelmente, um elemento importante no planeamento urbano, exercendo um vasto número de benefícios no ambiente atmosférico. Estes benefícios traduzem-se, por exemplo, na contribuição para a melhoria da qualidade do ar e do conforto térmico urbano [Bruse e Fleer, 1988; Feliciano et al., 2009; Gonçalves et al., 2009].

Embora existam estudos da influência das árvores no escoamento, a sua influência na qualidade do ar, como consequência da diminuição da velocidade e aumento da turbulência, ainda não está, suficientemente, compreendida. Daqui resulta que existe um défice de conhecimento sobre os impactes na qualidade do ar decorrentes das perturbações exercidas no escoamento pelas árvores. Neste sentido há uma necessidade crescente de conhecimento científico acerca do impacte global da presença de vegetação no meio urbano [Nowak, 2006]

O objectivo deste trabalho é caracterizar e avaliar o efeito da vegetação sobre o escoamento e dispersão de poluentes atmosféricos em meio urbano. Os poluentes considerados, com origem no tráfego rodoviário, foram o monóxido de carbono (CO) e as partículas em suspensão de diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 10 μm (PM10).

Para este estudo foi escolhido o modelo CFD VADIS (*Pollutant dispersion in the atmosphere under variable wind conditions*).

Para concretização do objectivo deste trabalho foi desenvolvida uma ferramenta numérica vocacionada para o estudo dos efeitos induzidos pelas árvores no escoamento e na dispersão. Esta ferramenta foi introduzida no modelo CFD seleccionado.

Procedeu-se à definição de um caso de estudo real, incluindo a Avenida 25 de Abril, na cidade de Aveiro, assim como a envolvente à referida avenida. Depois de definido e caracterizado o domínio de estudo adquiriram-se os dados meteorológicos necessários, estimaram-se as emissões para as respectivas fontes consideradas. Através da Agência Portuguesa do Ambiente (APA) foram obtidos os dados de monitorização da qualidade do ar, para o CO e PM10.

As simulações foram feitas com o VADIS, inicialmente sem considerar o efeito da vegetação. Com o VADIS incluindo o módulo URVEGE realizaram-se as simulações contemplando o efeito da vegetação no escoamento e na dispersão de poluentes atmosféricos.

No âmbito do trabalho realizado esta dissertação inclui um estado da arte, no capítulo 2, relativo à temática em estudo.

Para a concretização do objectivo deste trabalho desenvolveu-se uma ferramenta numérica vocacionada para a simulação do efeito da vegetação sobre o escoamento e dispersão de poluentes atmosféricos. A esta ferramenta, o módulo para o estudo do efeito da vegetação urbana, foi atribuída a designação URVEGE. No capítulo 3 é

descrito o modelo VADIS, na sua concepção original, e a ferramenta desenvolvida, bem como questões de implementação da ferramenta no modelo.

No capítulo 4 é descrito todo o caso de estudo, incluindo a caracterização do domínio de cálculo, a definição da meteorologia, emissões e dados de qualidade do ar. O modelo VADIS apresenta como requisitos de entrada um conjunto de variáveis, tais como condições meteorológicas, emissões do tráfego rodoviário e todas as especificidades domínio de cálculo a definir, como coordenadas dos edifícios e das fontes de emissão.

No capítulo 5 são descritos todos os resultados obtidos através da utilização do modelo VADIS, antes e depois da introdução do módulo URVEGE. Neste capítulo é feita a validação do módulo desenvolvido, incluindo a intercomparação de resultados de simulações do modelo VADIS com o modelo FLUENT.

Após o trabalho realizado e perante os resultados obtidos retiraram-se conclusões apresentadas no capítulo 6.

2. Estado da arte

Neste capítulo apresenta-se o estado da arte da simulação dos efeitos da vegetação induzidos no escoamento e na dispersão urbana. Para isso contextualizam-se os problemas urbanos que motivam este tipo de estudos.

É prática comum a avaliação da qualidade do ar urbano com recurso à modelação. No entanto, a avaliação dos efeitos da vegetação com recurso à modelação ainda é pouco comum. Neste contexto identificam-se os tipos de estudos utilizados para avaliação destes efeitos e os modelos existentes capazes de os simular.

2.1. Contextualização do problema da qualidade do ar nos centros urbanos

A poluição atmosférica pode ser descrita, de acordo com a definição da Convenção das Nações Unidas sobre poluição atmosférica transfronteiriça, como a presença de contaminantes ou de substâncias poluentes na atmosfera com potencial de interferência na saúde humana, no bem-estar ou no meio [Vallero, 2008].

O impacte humano no ambiente, associado à poluição antropogénica, é determinado por três factores principais, os padrões de qualidade de vida, a densidade populacional e a aplicação de novas tecnologias [Fenger et al., 1999]. Actualmente, os padrões de qualidade de vida sociais traduzem-se por mais e melhor acesso à habitação, à educação, ao emprego, aos serviços, à cultura e a outros bens. Neste contexto a tecnologia assume um papel principal, apesar de isso implicar consumo de recursos naturais e emissões poluentes [Borrego et al., 2008]. O acesso aos transportes, quer o sistema de transportes públicos, quer o uso do transporte particular, é nos dias de hoje um dos factores preponderantes na avaliação dos padrões de qualidade de vida da população. Para além disso, quanto mais desenvolvida e complexa é uma sociedade, maior tende a ser o número e a extensão das viagens de pessoas e bens [MOPTC, 2009].

O crescimento da população mundial conduz a um aumento da densidade populacional nas cidades. Nos dias de hoje existem mais pessoas a viver nas áreas urbanas do que nas áreas rurais. Segundo a Agência Europeia do Ambiente, cerca de 75% da população europeia vive em áreas urbanas e estima-se que em 2020 esse número aumente para 80%. Como consequência, na Europa cerca de 25% do território é directamente afectado pelo uso urbano do solo [EEA, 2007]. Em Portugal a situação não difere da situação Europeia. De acordo com o Fundo das Nações Unidas para a

população, a maioria da população portuguesa é urbana e aumentará 1,5% até 2010. Portugal é um dos países do mundo com maior crescimento urbano até 2010, de acordo com as previsões [Fundo das Nações Unidas, 2007].

O problema da elevada densidade populacional nos centros urbanos traduz-se numa degradação da qualidade de vida das populações, sendo ainda mais grave o facto de grande parte da população urbana viver em cidades onde os limites de qualidade do ar e de protecção da saúde humana são frequentemente ultrapassados. Segundo o relatório “Air Pollution in Europe 1990-2004” [EEA, 2007], entre 23 a 25% da população europeia vive em cidades onde os limites legais de PM₁₀ foram ultrapassados, no período compreendido entre 1997 e 2004. De acordo com os dados recentes da Agência Europeia do Ambiente, desde 1997, mais de 50% da população urbana deve ter estado exposta a concentrações de partículas acima dos limites considerados na lei comunitária para a protecção da saúde humana. Adicionalmente, estima-se que as PM_{2,5} (partículas finas de diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 2,5 µm) reduzam a esperança média de vida europeia em mais de oito meses [EEA, 2007, 2009].

Os dados referidos permitem concluir que a expansão urbana está a afectar a qualidade de vida e o ambiente urbano sem precedentes. Por isto, a gestão do sector dos transportes e o ordenamento do território passaram a figurar em primeiro plano na agenda dos decisores políticos, constituindo desafios fundamentais [MOPTC, 2009].

No que respeita às fontes de poluição atmosférica provêm, na generalidade, de sectores de actividade como o dos transportes, da indústria e do sector doméstico [APA, 2008]. As emissões provenientes do tráfego rodoviário constituem, na maioria dos casos, a principal fonte de poluição atmosférica em centros urbanos [Amorim et al., 2004; APA, 2008; Gromke et al., 2008; Martins et al., 2009]. A poluição atmosférica proveniente do tráfego rodoviário tem forte impacte na saúde da população exposta [Borrego et al., 2006, 2008; Gromke et al., 2008].

Os principais poluentes emitidos pelo tráfego rodoviário são o monóxido de carbono, o dióxido de carbono, os óxidos de azoto, os hidrocarbonetos, os compostos orgânicos voláteis e as partículas em suspensão. O monóxido de carbono é resultado do processo de combustão incompleto, estando os níveis elevados deste poluente associados ao volume de veículos movidos a gasolina e também associados aos sistemas de ignição a frio. O material particulado é emitido, maioritariamente, pelos

veículos movidos a diesel e por veículos movidos a gasolina com deficiente manutenção [Vardoulakis et al., 2003].

Dada a importância quantitativa e qualitativa das emissões poluentes provenientes do tráfego rodoviário há uma importância crescente de quantificação destas emissões.

No entanto, é importante ter em conta que os poluentes libertados para a atmosfera com origem na exaustão de gases dos automóveis originam diversos impactos ambientais a diferentes escalas geográficas e temporais.

A poluição atmosférica resultante de emissões antropogénicas é um fenómeno de características transfronteiriças e cujos efeitos se manifestam desde a escala global até à microescala [Amorim et al., 2004]. Nos processos de gestão da qualidade do ar são consideradas quatro escalas distintas: a escala global, a macroescala¹, a mesoescala e a microescala². Esta classificação é feita em função das diferentes características dos movimentos atmosféricos [Vallero, 2008]. Há uma inter-relação entre as diferentes escalas espaciais referidas, visto que as diferentes circulações atmosféricas estão relacionadas. Por exemplo, os movimentos de grande escala, bem ordenados, são acompanhados, junto à superfície, por movimentos de pequena escala, bastante irregulares [Stull, 1988].

Para além das escalas espaciais, são tidas em conta diversas escalas temporais associadas aos episódios de poluição atmosférica. Por norma, quanto menor for a abrangência da escala espacial, menos será a respectiva escala temporal, ou seja, um fenómeno que ocorre à microescala tem normalmente uma duração de poucos segundos. Um exemplo deste tipo de fenómenos é a formação de pequenas recirculações no escoamento urbano [Stull, 1998]. Assim como as diversas escalas estão relacionadas entre si, também o estão os diversos problemas de poluição atmosférica associados a cada escala.

À microescala, os grandes centros urbanos são os que apresentam maior degradação da qualidade do ar, tendo como principal causa as emissões do tráfego automóvel. A situação mais crítica de poluição atmosférica em zonas urbanas é acumulação de poluentes ao nível da rua. Os principais efeitos na degradação da qualidade do ar e na saúde da população exposta fazem sentir-se, principalmente, na

¹ Também designada por escala sinóptica (devido ao tipo de circulação) ou escala transfronteiriça.

² Também designada por escala local.

afecção da saúde humana, especificamente, com a ocorrência e acentuação de doenças de foro respiratório e mortes prematuras [Borrego et al., 2006, 2008; APA, 2008].

À mesoescala a associação entre reacções químicas e fenómenos de transporte conduz à formação de poluentes secundários, como o ozono troposférico. Os poluentes secundários têm origem nos poluentes primários emitidos à superfície. Assim como na microescala, estes episódios de poluição atmosférica estão associados à afecção da saúde humana e à degradação do meio [APA, 2008; Vallero, 2008].

No que respeita à macroescala as chuvas ácidas e os episódios de eutrofização são os episódios de poluição atmosférica mais preocupantes [Vallero, 2008].

À escala global os principais problemas de poluição atmosférica que marcam a actualidade são a depleção da camada do ozono e o incremento do efeito de estufa [Vallero, 2008].

Contextualizados os problemas urbanos relacionados com a poluição atmosférica é importante introduzir as ferramentas existentes para a gestão da qualidade do ar. Os instrumentos legais assumem-se como a ferramenta de gestão da qualidade do ar primordial. No espaço europeu, a Comissão Europeia actua como entidade reguladora das questões relacionadas com a qualidade do ar, criando e definindo instrumentos legais capazes de protagonizarem ferramentas eficazes no combate à poluição atmosférica [Fenger et al., 1999]. No contexto nacional, em parceria com a Comissão Europeia, existe um conjunto de diplomas legais transpostos para direito nacional com base nos diplomas comunitários.

Para avaliação e gestão da qualidade do ar há a considerar, actualmente, os Decretos-Lei associados à transposição da directiva quadro de qualidade do ar 96/62/CE e das directivas filhas. A respectiva directiva define que os poluentes devem ser medidos por sistemas de monitorização adequados [Martins et al., 2009]. À data, a directiva em vigor é a nova directiva de qualidade do ar 2008/50/CE, que aguarda criação de novas directivas filhas³ e transposição para direito interno nacional. Esta directiva refere-se à qualidade do ar ambiente e à existência de um ar mais limpo na Europa, tendo como objectivo a protecção do ambiente, globalmente, e a saúde humana, através da redução e combate às emissões na fonte. Tal como na directiva

³ As novas directivas filhas devem ser publicadas até 11 de Junho de 2010.

anterior, 96/62/CE, na actual são indicadas três principais ferramentas de gestão da qualidade do ar: monitorização, inventários de emissão e modelação [EC, 2008].

Em suma, o aumento da densidade populacional provoca um aumento significativo das necessidades de mobilidade da população e um aumento, consequente, da circulação automóvel, nas principais vias urbanas e nas vias de acesso. O intensificar do tráfego rodoviário provoca aumentos significativos das suas emissões. O aumento da poluição atmosférica provoca, directamente, degradação da qualidade do ar. Para além disso, as actuais pressões ambientais nos centros urbanos conduzem a uma redução da qualidade de vida, provocada pelo urbanismo intenso, que se manifesta nomeadamente pelo excesso de construção.

2.2. Características do meio urbano

A elevada densidade populacional registada nas zonas urbanas provocou, nas últimas décadas, a existência de estruturas citadinas cada vez mais complexas. A qualidade do ar à escala local depende, fortemente, do tipo e configuração dos edifícios, das vias de tráfego e das condições meteorológicas [Amorim et al., 2004; Gromke et al., 2008].

Associado à distribuição arquitectónica nas cidades está o conceito *street canyon* que se refere a vias urbanas com edifícios alinhados ao longo de ambos os lados da rua, geralmente, abarcando situações de abertura ao longo da rua [Vardoulakis et al., 2003]. O *street canyon* constitui a unidade geométrica básica das áreas urbanas [Li et al., 2006]. Para além desta classificação, as ruas podem também ser classificadas como simétricas ou assimétricas, no caso dos edifícios que ladeiam a rua terem ou não uma altura homogénea [Vardoulakis et al., 2003]. O *street canyon* é delimitado pela superfície do solo, na parte inferior, e pelo nível do telhado dos edifícios, no topo [Li et al., 2006].

As condições meteorológicas são também variáveis de extrema importância em meio urbano. A parte mais baixa da camada limite atmosférica é muito sensível aos processos de pequena escala, o que pode provocar desenvolvimentos de climas locais individuais de padrões distintos. As estruturas urbanas, como os edifícios, podem provocar variações nas condições meteorológicas locais, tais como, velocidade e direcção do vento, temperatura, humidade, entre outras.

Em *street canyon* o clima é dominado por processos de microescala [Oke, 1988]. As características mais importantes do *street canyon* são os padrões do escoamento, como os padrões de recirculação [Li et al., 2006].

Uma das variáveis meteorológicas mais relevante é a temperatura. A temperatura média anual num centro urbano é, tipicamente, mais elevada que na periferia. Este fenómeno é designado por *heat-island*. A intensidade do efeito *heat-island* é variável podendo resultar numa diferença de temperatura entre uma cidade e a periferia até 1 °C [Bruse et al., 1998; Robitu et al., 2006; Gromke et al., 2008]. Este contraste de temperatura forma uma circulação convectiva que contribui para a acumulação de poluentes sobre as cidades. Existem diversas variáveis responsáveis pelo desenvolvimento deste efeito em ambiente urbano, como a existência de várias fontes de calor, transportes, pavimentos, edifícios, indústrias, entre outras [Robitu et al., 2006].

No meio urbano, devido à geometria complexa característica, as trocas de ar entre o nível do solo e a atmosfera são limitadas. Ao nível do solo, junto à fonte de emissão, os processos de remoção e dispersão são reduzidos, o que provoca a acumulação de elevados níveis de concentração de poluentes, isto é, formação de *hot-spots*. A formação de *hot-spots* deve-se à permanência dos poluentes ao nível da rua [Amorim et al., 2004; Martins et al., 2009].

Para além de todos os factores referidos, a presença de vegetação e os seus efeitos induzidos no escoamento é um factor adicional a caracterizar o meio urbano. A vegetação influencia a qualidade do ar [Amorim et al., 2004, 2005; Miranda et al., 2005; Gromke et al., 2008].

2.3. Modelação da qualidade do ar urbano

Durante as duas últimas décadas, ao estudo do escoamento e da dispersão de poluentes nas áreas urbanas tem sido dada importância crescente, principalmente, devido ao aumento dos níveis de concentração de determinados poluentes e devido aos seus efeitos na saúde humana. O impacte da poluição atmosférica no ambiente urbano tornou-se um importante assunto de investigação, provocando numerosos estudos de modelação que consideram a influência da presença de edifícios e estruturas urbanas, nos padrões de dispersão ou acumulação de poluentes [Vardoulakis et al., 2003; Li et al., 2006].

A modelação numérica da qualidade do ar é uma ferramenta extremamente útil como complemento a dados monitorizados em qualquer ponto definido. Sendo uma ferramenta útil para avaliação e apoio de estratégias de controlo de poluição atmosférica.

No que concerne à microescala, os processos atmosféricos que governam as condições em áreas urbanas ocorrem entre a mesoescala e a microescala. Embora o principal interesse se centre na parte mais baixa da atmosfera, em escalas de comprimento até aos 50 m, os processos urbanos não podem ser considerados, em geral, como processos isolados da microescala [Fenger et al., 1999]. A camada limite atmosférica (CLA) é, usualmente, definida como a parte da troposfera que é directamente influenciada pela superfície terrestre. Esta camada é condicionada pelas características físicas da superfície e pelos efeitos termodinâmicos.

A conjugação dos efeitos físicos, mecânicos e termodinâmicos condiciona, de forma significativa, o comportamento do escoamento na camada limite atmosférica e a sua capacidade de dispersão dos poluentes, nomeadamente, através do amortecimento das flutuações turbulentas verticais da velocidade ou, pelo contrário, pela geração de movimentos verticais na escala da própria camada limite [Stull, 1998]. A CLA pode variar em altura, em função das múltiplas condicionantes e da hora do dia entre as dezenas e os milhares de metros, tipicamente, 200 a 2000 m.

A avaliação da qualidade do ar à escala local pode ser feita através de medições no terreno, através de simulação física em túnel de vento e a modelação numérica. A modelação numérica da qualidade do ar recorre a diferentes tipos de modelos: os modelos gaussianos, os modelos eulerianos e os modelos lagrangeanos.

Até aos dias de hoje já foram realizados bastantes estudos experimentais e numéricos de qualidade do ar em áreas urbanas [Baik e Kim, 1999; Xia e Leung, 2001; Borrego et al., 2003; Vardoulakis et al., 2003; Kastner-Klein et al., 2004; Pospisil et al., 2004; Xie et al., 2005; Di Sabatino et al., 2007]. Com o objectivo de estudar a influência da geometria dos edifícios, estruturas especiais como telhados dos edifícios, influência induzida pelo movimento dos veículos.

As medições no terreno podem fornecer informações úteis sobre as características do escoamento atmosférico e da distribuição espacial da concentração de poluentes ao longo das avenidas urbanas [Xie et al., 2003; Li et al., 2006].

No entanto, as medições no terreno, bem como a monitorização em estações de qualidade do ar fornecem dados limitados por terem associadas reduzidas resoluções espaciais [Li et al., 2006].

A simulação física em túnel de vento determina medidas de campos de ventos e de concentração para determinados pontos. A simulação física em túnel tem a vantagem de simular as condições de CLA para o escoamento atmosférico e a configuração do *street canyon*. Para a configuração do *street canyon* constrói-se uma fileira de obstáculos ao longo de um eixo central. Em túnel de vento é simulada uma fonte em linha perpendicular ao eixo da rua, conseguida através da libertação de um gás traçador para representação das emissões provenientes do tráfego rodoviário [Vardoulakis et al., 2003].

A simulação em túnel de vento é vulgarmente utilizada para validar os resultados e o desempenho dos modelos numéricos [Baik et al., 2000] e fornecer informação acerca do campo de ventos [Kastner-Klein et al., 2001].

No contexto da simulação numérica os modelos gaussianos são compostos por um conjunto de equações que descrevem o campo tridimensional de concentração gerado, normalmente, por uma fonte pontual. Este tipo de modelos assume que as concentrações de uma fonte contínua são proporcionais à taxa de emissão e inversamente proporcionais à velocidade do vento.

Os modelos eulerianos resolvem numericamente a equação da difusão atmosférica, ou seja, a equação da conservação da massa. Este tipo de modelos é, geralmente, utilizado para previsões meteorológicas. Os modelos lagrangeanos descrevem elementos de fluido que seguem o escoamento instantâneo, dividindo o escoamento em elementos de fluido mais simples.

Na tabela 1 é apresentada uma breve descrição deste tipo de modelos.

Tabela 1: Síntese dos principais tipos de modelos de qualidade do ar existentes.

Tipo de modelo	Breve descrição
Modelos gaussianos	Modelos que têm por base um conjunto de equações que descrevem o campo tridimensional de concentração gerado, geralmente por uma fonte pontual. Este tipo de modelos não é directamente aplicado à dispersão em pequena escala urbana, uma vez que o tratamento que fazem de edifícios e outros obstáculos é só através da rugosidade superficial [Vardoulakis et al., 2003].
Modelos eulerianos	Modelos que resolvem numericamente a equação da difusão atmosférica, ou seja, a equação de conservação da massa. Este tipo de modelos é geralmente utilizado para previsões meteorológicas [Zannetti, 1993].
Modelos lagrangeanos	Modelos que descrevem os elementos de fluido que seguem o escoamento instantâneo, dividindo o escoamento em elementos de fluido mais simples [Zannetti, 1993].

A modelação numérica tem evoluído como ferramenta de apoio à avaliação da qualidade do ar urbano. Incluída na modelação numérica, a modelação com recurso a modelos CFD está especificamente vocacionada para aplicação ao escoamento e à dispersão. Neste tipo de modelos a representação numérica do escoamento recorre às equações gerais da dinâmica de fluidos, que traduzem o movimento de uma partícula de ar na atmosfera através das equações de conservação da massa, ou da continuidade, da quantidade de movimento ou equações de Navier-Stokes e da energia. O recurso a ferramentas complexas em estudos de qualidade do ar, nomeadamente, o recurso a ferramentas CFD, na avaliação das concentrações de poluentes é crescente. A aplicação das ferramentas CFD possibilita a obtenção de resultados com elevada fiabilidade, sob diversas condições, especialmente, na simulação da dispersão de poluentes em *street canyon* [Amorim et al., 2004, 2005; Gromke et al., 2008]. Com o desenvolvimento e evolução das capacidades computacionais, quer em termos de hardware, quer em termos de software, desenvolveram-se modelos CFD de alta resolução, tornando-se este tipo de modelos numa ferramenta útil para explicar os processos que ocorrem à escala local e ao nível da rua. Os modelos CFD tem elevada resolução espacial e temporal podendo fornecer informações mais abrangentes sobre o escoamento e dispersão de poluentes.

Actualmente é possível simular o escoamento e a dispersão à escala do edifício, num cenário urbano real [Lee et al., 2001].

Os modelos CFD podem ser classificados em categorias distintas quanto ao sistema de fecho de turbulência:

- Aproximação de médias de Reynolds para as equações de Navier-Stokes (RANS)
- Simulação dos grandes turbilhões (LES)
- Simulação numérica directa (DNS)

Na abordagem RANS os sistemas de fecho de turbulência são introduzidos para modelar todos os movimentos turbulentos. Na abordagem LES são utilizados sistemas de sub malhas para simular a energia de transporte dos pequenos turbilhões. Enquanto na abordagem DNS os sistemas de fecho de turbulência não são um requisito.

Na tabela 2 são apresentados, a título de exemplo, alguns modelos CFD, bem como as suas principais características.

Tabela 2: Principais características de alguns modelos CFD estudados.

Modelos CFD	Principais características	Fonte
VADIS	Modelo desenvolvido para simulações à escala local, da dispersão de poluentes inertes. É um modelo constituído por dois módulos: o módulo FLOW e o módulo DISPER.	[Borrego et al., 2003; VADIS, 2002]
FLUENT	Modelo vocacionado para a simulação do escoamento e da dispersão dos poluentes, em meio urbano, caracterizado pela presença de obstáculos de significativa complexidade geométrica. Este modelo tem a particularidade de utilizar uma malha de cálculo não estruturada.	[Amorim et al., 2004, 2005; Gromke et al., 2008]
Envi-met	Modelo não-hidrostático que tem por base a aproximação de Boussinesq. É um modelo vocacionado para a simulação à microescala das interacções solo-vegetação-atmosfera, considerando o efeito da presença de estruturas urbanas complexas como edifícios e árvores.	[Bruse e Fleer, 1998]
MISKAM	Modelo à microescala tridimensional vocacionado para a simulação do escoamento e dispersão em torno de edifícios; resolve as equações com base em RANS; modelo de fecho de turbulência k-ε; Modelo de dispersão euleriano e não hidrostático para a determinação do campo de ventos.	[Eichhorn, 1995]

2.4. Efeitos da vegetação Urbana

As árvores são, inquestionavelmente, um elemento importante no planeamento urbano, exercendo um vasto número de benefícios no ambiente atmosférico. Estes efeitos traduzem-se, por exemplo, na remoção de poluentes atmosféricos gasosos e

material particulado e na contribuição para a melhoria do conforto térmico [Amorim et al., 2004; Miranda et al., 2005; Feliciano et al., 2009]. Para além destes efeitos, a presença de árvores contribui, na generalidade, para a melhoria da qualidade de vida da população urbana [Miranda et al., 2005] devido à criação de espaços que atenuam o nível complexo de urbanização.

Em suma, a presença de árvores quando verificada preenche uma área considerável das ruas e como tal os seus efeitos assumem significativa importância. A presença de vegetação em meio urbano exerce influência no processo de ventilação natural, na dispersão das emissões provenientes do tráfego rodoviário, na componente turbulenta, na intensidade do vento, afectando as componentes da velocidade e atenuando o efeito *heat-island*. Estes efeitos variam em função da interacção com as condições meteorológicas, com a configuração tridimensional dos edifícios, com o tipo de fontes de emissão e suas características [Miranda et al., 2005].

Tabela 3: Síntese dos efeitos associados à presença de vegetação em meio urbano.

Presença de vegetação em meio urbano	
Efeitos positivos	<ul style="list-style-type: none"> - Melhoria da qualidade do ar; - Melhoria do conforto térmico; - Melhoria da qualidade de vida da população; - Promoção de ventilação natural; - Atenuação do efeito <i>heat-island</i>;
Efeitos negativos	<ul style="list-style-type: none"> - Emissões biogénicas; - Ressuspensão de partículas finas; - Formação de áreas de recirculação;

Para além dos efeitos positivos existem alguns efeitos negativos no meio urbano devido à presença de vegetação.

Neste sentido há uma necessidade crescente de conhecer estes efeitos detalhadamente, percebendo qual o impacto global da presença de vegetação em meio urbano.

A vegetação urbana produz efeitos através da perturbação exercida no escoamento, afectando as componentes da velocidade e turbulência.

Para além disso, a vegetação promove a remoção de poluentes atmosféricos pelas árvores, em particular, as PM₁₀ [Bealey et al., 2007; Tiwary et al., 2009; Feliciano et

al., 2009]. Além das PM₁₀ já foi estudada a remoção de outros poluentes pela vegetação, tais como, O₃, NO₂, SO₂ e CO [Nowak et al., 2000, 2006; Yang et al., 2005]. As emissões biogénicas de compostos orgânicos voláteis (COVs) pelas árvores são um dos aspectos negativos associados à presença de vegetação no meio urbano [Nowak et al., 2000; Escobedo e Nowak, 2009], apesar deste efeito, dependendo da espécie de árvore, poder ser compensado pelos efeitos positivos associados à presença de árvores [Escobedo e Nowak, 2009].

Outro dos efeitos negativos é o da influência das condições meteorológicas na ressuspensão de partículas finas suspensas na superfície das árvores [Ould-Dada e Baghini, 2001; Ould-Dada, 2002].

Um dos efeitos da vegetação no ambiente urbano, frequentemente abordado em diversas investigações, é a relação entre a existência de vegetação e o conforto térmico urbano [Robitu et al., 2006; Mochida e Lun, 2008]. Associado ao conforto térmico está a influência da vegetação urbana na diminuição da temperatura do ar ambiente, atenuando o efeito *heat-island* [Mochida et al., 2006; Hien et al., 2008].

O escoamento no interior do *street canyon* é caracterizado por apresentar recirculações devido à presença de geometrias complexas e elementos de elevada rugosidade. A vegetação insere-se no conjunto de elementos de geometria complexa existentes no meio urbano, alterando a estrutura e o padrão da circulação do escoamento contribuindo para a formação de recirculações e vórtices [Amorim et al., 2004, 2005]. A vegetação altera o perfil do vento atenuando-o [Lalic e Mihailovic, 2004].

Em suma, as árvores produzem efeitos aerodinâmicos sobre o escoamento e dispersão de poluentes em meio urbano. A presença de vegetação produz efeitos em função da sua morfologia, geometria, localização e arranjo espacial, à semelhança dos efeitos associados à presença de edifícios. A grande diferença em relação aos edifícios é que os efeitos devido à presença de vegetação variam em função da porosidade e densidade da espécie de árvore [Gromke et al., 2008].

2.5. Modelação e estudo do efeito da vegetação urbana no escoamento e dispersão de poluentes

Os modelos de dispersão atmosférica sofreram nos últimos anos crescentes desenvolvimentos. No entanto, na maioria dos casos os modelos ainda apresentam limitações consideráveis. Apesar do escoamento e da dispersão de poluentes serem

influenciados pela presença e interacção de vários obstáculos, como os edifícios, os veículos e as árvores, na maioria dos estudos, apenas é considerada a influência dos edifícios [Gromke et al., 2008]. Os estudos mais recentes com recurso a ferramentas CFD avaliam o papel de parâmetros que afectam o escoamento e a dispersão, como a geometria dos edifícios, densidade da construção, dimensões e características das ruas, dados meteorológicos, distribuição térmica, circulação dos veículos, no entanto, até à data, o trabalho tem sido limitado para verificação e avaliação do desempenho dos modelos para simulações em contexto de poluição atmosférica, faltando um padrão normalizado para aplicações práticas.

Também as árvores surgem como elementos urbanos de características complexas e difícil simulação. A importância de os incluir nos estudos numéricos de escoamento e dispersão deve-se à sua abundância nas cidades e à sua influência na distribuição espacial de campos de ventos, concentração de poluentes atmosféricos e temperatura no interior das cidades.

Para o estudo do efeito da vegetação no escoamento atmosférico urbano têm tido particular relevância os ensaios em túnel de vento [Gromke et al., 2008; Gromke & Ruck, 2007, 2009].

O método para introdução do efeito induzido no escoamento devido à presença de árvores consiste na consideração das árvores e arbustos como obstáculos com determinada porosidade, funcionando como um elemento poroso. A introdução deste efeito num modelo CFD consiste na manipulação das equações de Navier-Stokes através da introdução de termos fonte [Bruse e Fleer, 1998; Amorim et al., 2004]. O termo fonte representa a atenuação da velocidade e o aumento na componente turbulenta do escoamento devido às forças de pressão e viscosas exercidas pelas árvores e arbustos.

Relativamente à influência da vegetação nas condições microclimáticas foram levados a cabo alguns estudos [Bruse and Fleer 1998; Robitu et al., 2006].

Até ao momento registam-se alguns estudos de modelação da influência da vegetação com efeitos significativos sobre as condições do escoamento atmosférico [Amorim et al., 2005; Di Sabatino et al., 2007; Czáder et al., 2008; Gromke et al., 2008].

No estudo de Miranda et al. [2005], relativamente à qualidade do ar, conclui-se que quando a direcção do vento está orientada de acordo com as principais fontes de emissão a existência de vegetação promove uma melhor dispersão dos poluentes

atmosféricos gerados pelo tráfego rodoviário, favorecendo a qualidade do ar no local. No entanto, se a velocidade do vento ou direcção do vento variarem, os resultados são diferentes, o que não permite estabelecer conclusões generalizadas acerca do efeito da vegetação na dispersão de poluentes [Miranda et al., 2005]. Sendo que a única conclusão generalizada possível de ser tirada é que o efeito da vegetação urbana pode ser benéfico, promovendo uma eficiente remoção de poluentes atmosféricos com origem no tráfego rodoviário, em condições específicas, ou pelo contrário, em determinadas condições, desenvolver áreas de recirculação, acentuando o nível de degradação da qualidade do ar.

Relativamente ao estudo de Gromke et al., em 2008, verifica-se que, respeitante às concentrações de poluentes ao nível do solo, o efeito de obstrução ao escoamento exercido pela vegetação pode produzir redução da ventilação natural o que tem implicações directas na dispersão, diminuindo-a. Neste estudo procederam ao estudo do efeito aerodinâmico das árvores na concentração de poluentes em *street canyon* através da simulação numérica com recurso ao modelo comercial FLUENT. Para além disso, neste estudo, foi avaliada a razão W/H, isto é, a razão entre largura e altura da árvore, verificando-se que quanto maior a referida razão menor será o efeito das árvores sobre a concentração de poluentes ao nível do solo, independentemente da morfologia e arranjo da árvore. Verifica-se, neste trabalho, que para velocidades do vento mais baixas o efeito da vegetação sobre a dispersão é mais intenso do que para velocidades do vento superiores. É visível que árvores com diferentes copas produzem diferentes efeitos.

Neste contexto, a modelação da qualidade do ar em centros urbanos é uma ferramenta com interesse para análise dos problemas associados ao tráfego rodoviário, à gestão da qualidade do ar nas cidades e como ferramenta de apoio às decisões políticas de estratégias de planeamento e sustentabilidade.

O conhecimento das perturbações induzidas pela presença de vegetação em centros urbanos, no escoamento (componentes da velocidade e turbulência) e na dispersão de poluentes deve ser fortalecido com aplicações frequentes de ferramentas CFD, complementadas com medições à escala real e com simulações físicas em túnel de vento, visto esta área de estudo ter um potencial significativo para um planeamento urbano sustentável. Para além disso, é importante a normalização duma metodologia para aplicação das ferramentas CFD [Gromke et al., 2008].

3. Desenvolvimento de um modelo para o efeito da vegetação na qualidade do ar

Para concretização do objectivo deste trabalho procedeu-se ao desenvolvimento de um módulo numérico que permite descrever o efeito da vegetação urbana sobre o escoamento e a dispersão de poluentes atmosféricos (gases e partículas). Este módulo foi posteriormente integrado num modelo do tipo CFD, o VADIS, o qual está vocacionado para a simulação da qualidade do ar urbano em condições de *street canyon* e geometria complexa. Os modelos CFD são os mais indicados para este tipo de estudo por serem capazes, devido à sua estrutura analítica e numérica, de representar a realidade urbana com o detalhe exigido.

3.1. Descrição do modelo VADIS

O VADIS (*pollutant DISpersion in the atmosphere under VArIable wind conditions*) é um modelo de qualidade do ar vocacionado para a estimativa da dispersão de poluentes na atmosfera, à escala local, desenvolvido no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro (DAO-UA). Inicialmente, o VADIS foi concebido para o estudo da dispersão de poluentes libertados para a atmosfera com origem em acidentes industriais, sob condições desfavoráveis (como estabilidade térmica e reduzidas velocidades do vento, menores que 2 m.s^{-1}), tendo sido adaptado ao cálculo da poluição atmosférica resultante das emissões com origem no tráfego rodoviário e estimativa de *hot-spots* locais em condições de *street canyon* [Martins, 1998; VADIS, 2002; Borrego et al., 2003].

O modelo é um sistema integrado composto por dois módulos, um de camada limite, de tipo euleriano, designado por FLOW, e outro de dispersão lagrangeana, o DISPER. O esquema bi-modular de funcionamento do VADIS apresenta-se descrito na figura 1 [Borrego et al., 2003].

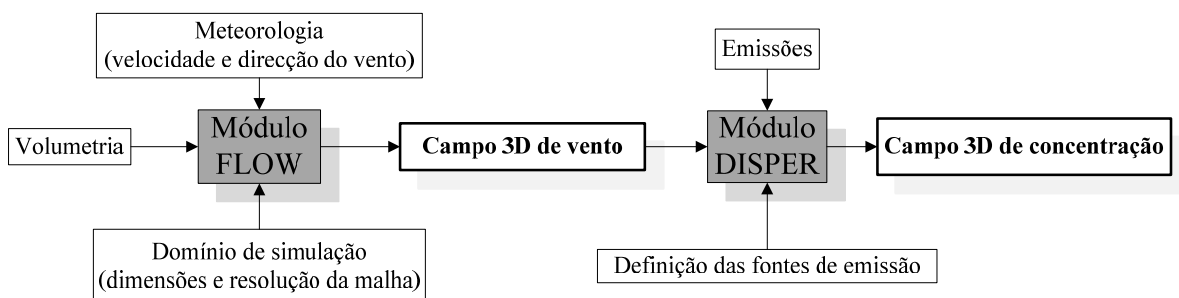


Figura 1: Esquema representativo do funcionamento do modelo VADIS.

A figura 1 representa o princípio de funcionamento do modelo. O campo de ventos é calculado considerando condições estacionárias. A malha utilizada pelo FLOW para o cálculo do campo tridimensional de velocidades é alinhada com a direcção do vento e o escoamento é calculado sobre o conjunto de obstáculos pré-definido, orientado de forma dependente da direcção de vento simulada.

O módulo FLOW tem por base a resolução das equações de Navier-Stokes com médias de Reynolds, considerando um escoamento estacionário na camada limite em regime turbulento, utilizando para o fecho de turbulência o modelo de 1ª ordem k-ε que calcula os campos tridimensionais das componentes do escoamento, a viscosidade turbulenta, a pressão, a energia cinética turbulenta e a temperatura, pelo método dos volumes de controlo/diferenças finitas.

O sistema de fecho das equações é conseguido através da aproximação a um fluido isotrópico, newtoniano e incompressível, calculando as equações da energia cinética turbulenta (k) e a sua taxa de dissipação (ε).

No procedimento de cálculo das equações de Navier-Stokes é utilizado um algoritmo SIMPLE e o método da matriz tridiagonal (MATRIX) para a resolução do sistema de equações.

Apresenta-se seguidamente o sistema de equações que compõe a base analítica do FLOW.

A equação 1 representa a conservação do movimento, ou equações de Navier-Stokes (em notação tensorial de Einstein, em que os índices i, j e k correspondem a 1, 2 e 3):

$$\frac{\partial(\rho u_i)}{\partial t} + \frac{\partial(u_j u_i)}{\partial x_j} = -\frac{\partial P}{\partial x_i} + \frac{\partial \sigma_{ij}}{\partial x_j} + S_M \quad [\text{Equação 1}]$$

em que,

$$\sigma_{ij} = \mu \left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) - \frac{2}{3} \mu \delta_{ij} \frac{\partial u_m}{\partial x_m}; \quad [\text{Equação 2}]$$

onde $\delta_{ij}=0$ quando $i \neq j$, e $\delta_{ij}=1$ quando $i=j$.

As seguintes equações representam o sistema final de equações para k e ε.

$$u_i \frac{\partial k}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\frac{\nu_t}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial x_i} \right) + G_k + \beta g_i \frac{\nu_t}{\sigma_t} \frac{\partial T}{\partial z} - \varepsilon \quad [\text{Equação 3}]$$

$$u_i \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\frac{\nu_t}{\sigma \varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_i} \right) + C_1 \frac{\varepsilon}{k} \left\{ G_k + \beta g \frac{\nu_t}{\sigma_t} \frac{\partial T}{\partial Z} \right\} \times (1 + C_3 Ri) - C_2 \frac{\varepsilon^2}{k} \quad [\text{Equação 4}]$$

$$\text{Onde } \nu_t = C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon}$$

No sistema de equações k e ε representam a energia cinética turbulenta e a dissipação viscosa, respectivamente, u a velocidade, ν_t a difusividade turbulenta, G_k a produção de energia cinética turbulenta, C_1 , C_2 , C_3 , C_μ , σ_t , σ_k , σ_ε são constantes do modelo k - ε e, finalmente, Ri o número de Richardson.

No modelo são utilizadas duas malhas tridimensionais, a malha cartográfica e a malha de campo de ventos, como representado na figura 2.

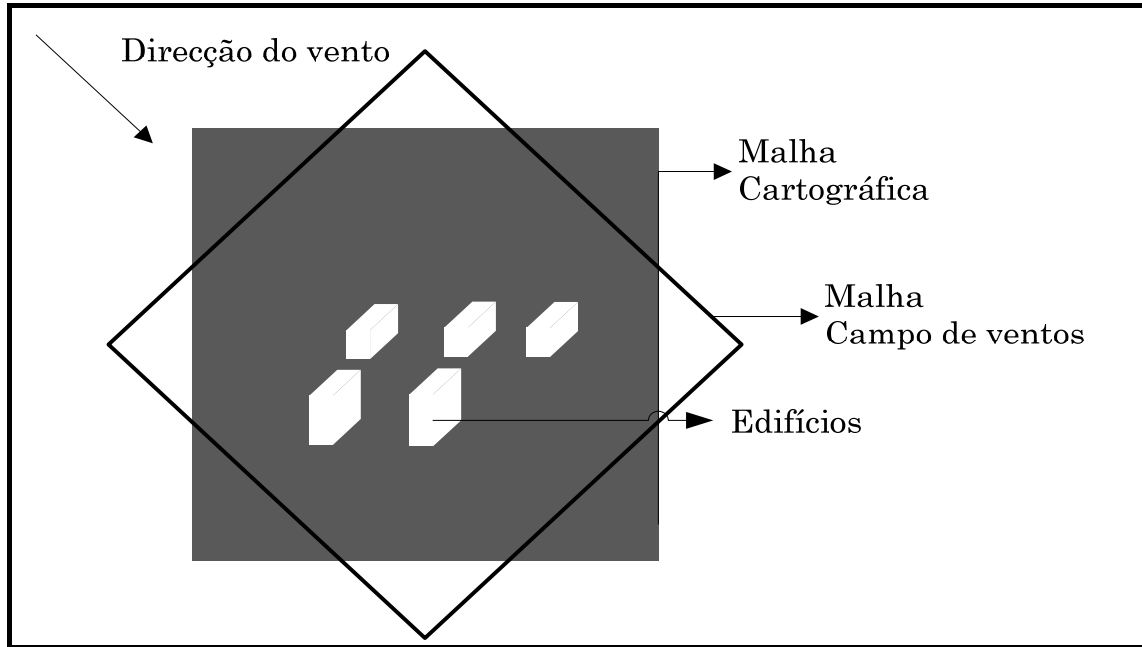


Figura 2: Representação esquemática das malhas de campo de ventos e cartográfica, num plano horizontal de um domínio de cálculo hipotético.

A informação respeitante a posições e dimensões de obstáculos e de fontes de emissão é definida na malha cartográfica. O campo de ventos tridimensional é calculado numa malha cartesiana tridimensional, a qual está sobreposta à malha cartográfica e com rotação de acordo com a direcção do vento. O número de células computacionais (isto é, a resolução espacial) em cada eixo deve resultar do compromisso entre exactidão de cálculo e esforço computacional envolvido.

Uma nota importante é que os módulos de cálculo do campo de velocidade e da dispersão lagrangeana são independentes podendo, por isso, a informação relativa aos

campos de vento ser obtida de quaisquer outros modelos de escoamento que produzam resultados passíveis de compatibilização [Martins, 1998].

O módulo DISPER aplica a abordagem Lagrangeana ao cálculo tridimensional de concentração de poluentes inertes, utilizando o campo de ventos estimado pelo módulo FLOW. Esta metodologia assume que a dispersão espacial e temporal da massa de poluente emitido é convenientemente representada por um elevado número de partículas numéricas libertadas aleatoriamente no escoamento. Em cada intervalo de tempo, o deslocamento de cada partícula é calculado pelo somatório da componente determinística obtida no campo de velocidades e a componente estocástica relacionada com a turbulência local. A equação 4 traduz a teoria estocástica de Langevin [Martins, 1998; VADIS, 2002].

$$du = -\left(\frac{u}{T_L}\right)dt + du' \quad \text{[Equação 4]}$$

Onde u é uma das três componentes espaciais da velocidade, T_L é a escala temporal Lagrangeana e u' a componente aleatória da velocidade.

A vantagem da utilização da aproximação Lagrangeana resume-se ao facto de se evitar problemas de difusão numérica [Martins, 1998].

Inicialmente, o campo de ventos é calculado considerando condições estacionárias, depois o DISPER calcula o deslocamento dessas partículas numéricas através da malha cartográfica. O processo de cálculo do campo de velocidade e da dispersão Lagrangeana é repetido, ciclicamente, para cada período de tempo considerado, actualizando os dados relacionados com a velocidade do vento, direcção e taxa de emissão. O resultado final que contém os campos de velocidade média e de concentração é representado na malha cartográfica.

Actualmente, o VADIS suporta a descrição de vários obstáculos e fontes de emissão, com variação temporal das taxas de emissão. O número máximo de fontes e obstáculos pode ser manipulado pelo utilizador, não descorando a importância de um processamento eficiente, isto porque, quanto mais exigentes são as condições de simulação, mais exigente é o tempo de processamento.

O modelo tem sido validado com medições em túnel de vento, realizadas no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, e em aplicações a casos reais, demonstrando bom desempenho no cálculo da dispersão de poluentes em torno de obstáculos, sob condições de vento variável. O desempenho do

VADIS foi também validado por comparação com um outro código numérico, o modelo CFD FLUENT [Martins, 1998; Borrego et al., 2003].

O VADIS requer como dados de entrada informação acerca das condições meteorológicas (velocidade e direcção do vento), do domínio de simulação (dimensões e resolução da malha), volumetria dos edifícios e das emissões para o período de tempo considerado, de acordo com a representação da figura 1. Estes dados, necessários para uma determinada simulação, são definidos num ficheiro de entrada.

Como o VADIS utiliza uma malha estruturada (isto é, em que as células de cálculo são do tipo cubo ou paralelepípedo), os edifícios complexos têm que ser previamente divididos em secções geometricamente regulares. A relação entre a representação aproximada e a estrutura real depende directamente da resolução da malha.

Os edifícios podem estar alinhados ou em ângulo com a malha cartográfica. Tal como representado na figura 3, o utilizador deve definir as coordenadas dos extremos tridimensionais de cada edifício correspondentes ao canto inferior esquerdo (x_1, y_1, z_1) e ao canto superior direito (x_2, y_2, z_2), bem como o respectivo ângulo entre 0° e 90° . O modelo é capaz de identificar sobreposição de obstáculos, facilitando a descrição de edifícios ou blocos de edifícios mais complexos. As fontes de emissão são definidas pelas coordenadas das extremidades do seu eixo axial, e respectivas taxas de emissão. As fontes a representar podem ser de diferentes tipos: pontuais, em linha ou em volume.

As dimensões extremas do domínio de cálculo XX e YY são iguais, já que a base de domínio de cálculo do modelo é quadrada.

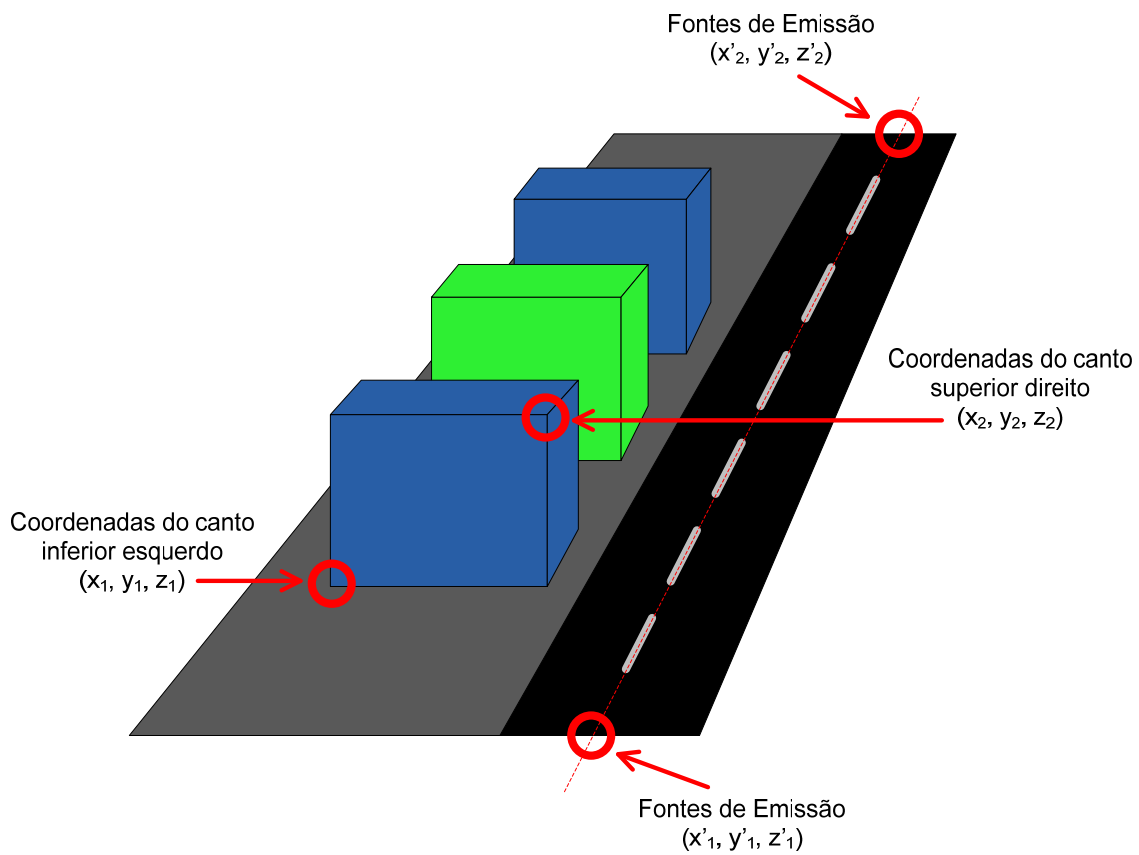


Figura 3: Disposição espacial dos obstáculos e fontes de emissão e respectiva definição no modelo VADIS.
Na figura 3 estão representados a azul os edifícios e a preto uma fonte de emissão e respectivo método de atribuição de coordenadas.

As condições meteorológicas a serem definidas são, basicamente, a velocidade e direcção do vento à entrada do domínio, medidos a uma altura de referência específica.

O módulo FLOW fornece como dados de saída os valores de campo tridimensional de ventos.

O módulo DISPER tem como dados de entrada o campo tridimensional de ventos gerado pelo FLOW e a definição das fontes emissão e respectiva taxa de emissão, fornecendo como dados de saída o campo tridimensional de concentrações.

3.2. Descrição do módulo URVEGE

O módulo numérico desenvolvido foi designado por URVEGE (do Inglês: “URban VEGEtation”), sendo vocacionado para a simulação dos efeitos induzidos pelas árvores e arbustos existentes no meio urbano sobre o escoamento atmosférico e consequente impacto na qualidade do ar.

De acordo com [Liu et al., 1996; Bruse e Fleer, 1998; Amorim et al., 2005], o procedimento mais correcto para simulação do efeito da vegetação compreende a introdução de termos fonte adicionais nas equações de movimento, de k e de ε , sendo essa a metodologia adoptada no URVEGE.

O termo fonte para as componentes da velocidade pode ser descrito de acordo com a equação 5 [Yamada, 1982; Li et al., 1990; Liu et al., 1996].

$$S_{u(i)} = -c_d \cdot LAD(z) \cdot |U| \cdot u_i \quad [\text{Equação 5}]$$

Onde c_d é o coeficiente de arrasto associado às árvores, que assume o valor típico de 0,2 [Bruse e Fleer, 1998; Mochida et al., 2006]. $LAD(z)$ é a densidade de área foliar, sendo definido por defeito uma valor igual a $1,08 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$, constante em altura, típico de vegetação densa [Santos e Tavares, 2004]. A magnitude do vector velocidade do vento é calculada pela equação 6.

$$|U| = \left(\sum_{i=1}^3 u_i^2 \right)^{1/2} \quad [\text{Equação 6}]$$

É igualmente importante e necessário calcular a turbulência causada pela vegetação, patente nas equações 7 e 8, que descrevem os termos fonte a adicionar às equações de transporte k e ε , de acordo com Wilson [1988], Liu et al. [1996] e Bruse e Fleer [1998].

$$S_k = c_d \cdot LAD(z) - 4 \cdot c_d \cdot LAD(z) \cdot |U| \cdot k \quad [\text{Equação 7}]$$

$$S_\varepsilon = 1,5 \cdot c_d \cdot LAD(z) \cdot (|U|)^3 - 6 \cdot c_d \cdot LAD(z) \cdot |U| \cdot \varepsilon \quad [\text{Equação 8}]$$

Com base neste modelo analítico definiu-se um modelo numérico com o intuito de introduzir as equações referidas no modelo VADIS.

O módulo URVEGE é resultado de um conjunto de alterações efectuadas no código do VADIS, mais concretamente no módulo FLOW. Foram feitas pequenas alterações no módulo DISPER para garantir a coerência de variáveis e a compatibilidade dos novos dados de saída do FLOW como dados de entrada do DISPER. O modelo numérico desenvolvido tem por base todo o código numérico já

existente do módulo FLOW. O funcionamento do VADIS com a introdução do módulo URVEGE pode ser descrito de acordo com a representação na figura 4.

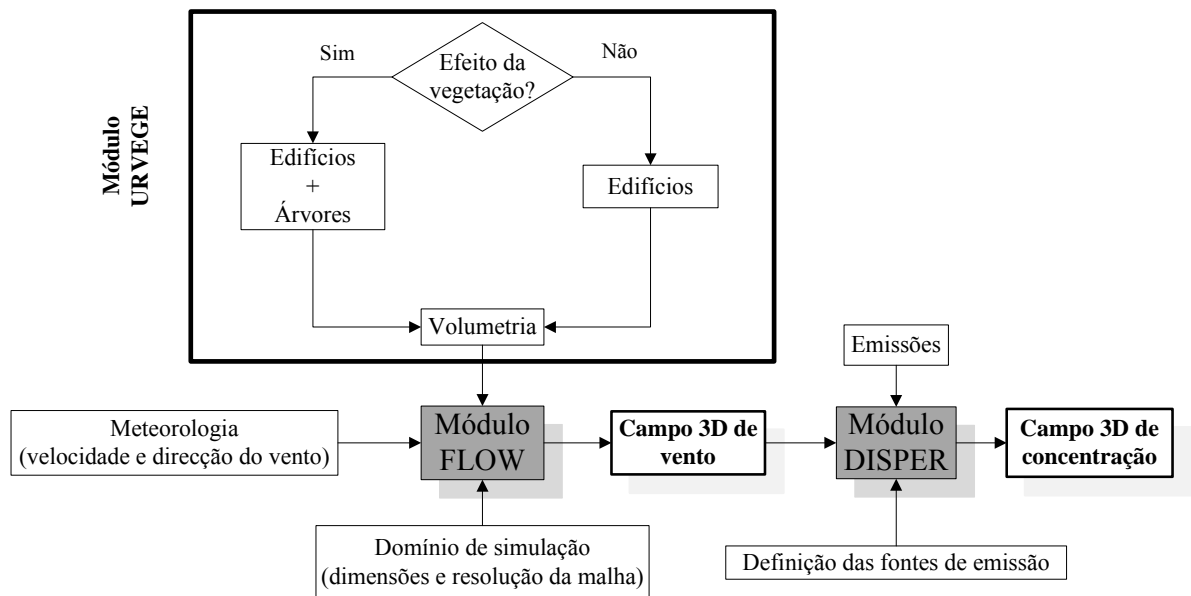


Figura 4: Novo esquema representativo do funcionamento do modelo VADIS, com a introdução do módulo URVEGE.

De acordo com a figura 4, o utilizador pode optar ou não pela utilização do módulo desenvolvido. Para uma dada simulação, se se pretende simular o efeito da vegetação, há uma alteração ao nível dos dados de entrada no FLOW com a definição das árvores.

A figura 5 especifica, de modo esquemático, algumas das condições necessárias à operação do VADIS com o módulo URVEGE.

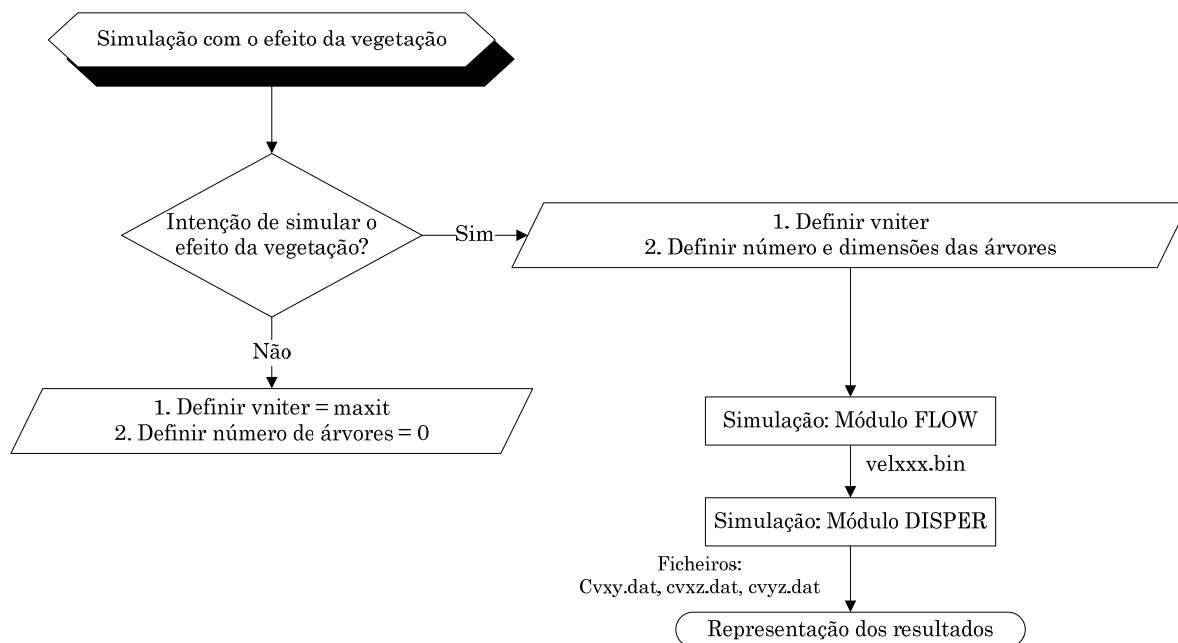


Figura 5: Esquema representativo do modo de funcionamento geral do VADIS com o módulo URVEGE.

Com a introdução do módulo URVEGE, o VADIS permite ao utilizador decidir se quer, ou não, simular para um dado domínio de cálculo o efeito da vegetação. Para as duas situações, distintas, tem que ser definido no ficheiro de entrada a opção tomada. No caso da simulação com o efeito da vegetação é necessário definir no ficheiro de entrada o valor para o número de iterações intermédio, o número de árvores existentes no domínio de cálculo e as dimensões respectivas. Atendendo ainda à figura 3, o cubo apresentado a verde representa uma árvore. O método para atribuição de coordenadas é igual ao dos edifícios. No caso da simulação sem o efeito da vegetação é necessário definir no ficheiro de entrada o mesmo número para a variável *vniter* e para a variável *maxit* e, para além disso, definir o número de árvores igual a zero.

Na figura 5 há ainda informação importante a reter. A passagem da informação do campo tridimensional de ventos do módulo FLOW para o módulo DISPER faz-se através de um ficheiro binário, *velxxx.bin*, em que *xxx* é o valor da direcção do vento da simulação em questão. Este ficheiro para o módulo URVEGE é o mesmo e contém a mesma informação, agora actualizada com a influência induzida pelas árvores no campo de ventos. Os ficheiros de saída do DISPER com a informação relativa ao campo tridimensional de concentrações mantiveram-se iguais aos da versão original do VADIS, e permitem a representação gráfica dos perfis horizontais (*cvxy.dat*) e verticais (*cvxz.dat* e *cvyz.dat*) de concentração.

A figura 6 apresenta as alterações no ficheiro de entrada decorrentes da introdução do módulo URVEGE. Na figura aparecem assinaladas as variáveis alteradas ou adicionadas.

INPUT.txt - Bloco de notas

Ficheiro Editar Formatar Ver Ajuda

Simulação Primavera Avenida 25 de Abril CO

T	T	T	T	T	f	T	INCALU	v	w	p	k	d	t	INPROP	ori:	
0.6	0.6	0.6	0.8	0.7	1	0.7	urflu	urfv	urfw	urfp	urfk	urfd	urft	urfv	ori:	0.5
800	800	60	1.	1.	1.	COMPRI	LARGO	ALTUR	EPSX	EPSY	EPSZ	COMMONS.FOR)				
80	80	6	NI	N3	NK	(MIN:5	MAX:ver	parametros	Surfer	em	nos					
19	25	1	ISURF	JSURF	KSURF	cortes	para									
3	5	4	imon	jmon	kmon											
1.225	0.71	0.9	1.8E-005	9.793	DENSIT	PRANDL(laminar)	PRANDT(turbulento)	VISCOS	ELOG	u1	u2	u3...	TURBIN			
0.03	ITIPU	tipo	de	perfil	vel:	1										
7.2	0.20	10														
298	TWALL	!!!	TODAS	AS	TEMPERATURAS	SAO	POTENCIAIS	!!!								
278	0	T0	dt/dz													
100	25	0	1	25	0	0	MAXIT	indpri	sormax	ientra	initer	livrent	idiscret			
100	400	400	1	DIRVEN(inteiro)	XROTDV	INCDV										

Descrição dos obstáculos e fontes emissoras																

800	60	10	10	1	COMPRI	ALTURDIS	DELXDIS	DELZDIS	TTOME							
10																
80.0	8.0	0.0	88.0	20.0	3.0	298.0	0.0									
80.0	-30.0	0.0	88.0	8.0	9.0	298.0	0.0									
88.0	8.0	0.0	140.0	20.0	9.0	298.0	0.0									
140.0	-30.0	0.0	160.0	60.0	9.0	298.0	0.0									
160.0	8.0	0.0	180.0	20.0	3.0	298.0	0.0									

input.txt - Bloco de notas

Ficheiro Editar Formatar Ver Ajuda

Simulação Primavera Avenida 25 de Abril CO

T	T	T	T	T	f	T	INCALU	v	w	p	k	d	t	INPROP	ori:	
0.6	0.6	0.6	0.8	0.7	1	0.7	urflu	urfv	urfw	urfp	urfk	urfd	urft	urfv	ori:	0.5
800	800	60	1.	1.	1.	COMPRI	LARGO	ALTUR	EPSX	EPSY	EPSZ	COMMONS.FOR)				
80	80	6	NI	N3	NK	(MIN:5	MAX:ver	parametros	Surfer	em	nos					
19	25	1	ISURF	JSURF	KSURF	cortes	para									
3	5	4	imon	jmon	kmon											
1.225	0.71	0.9	1.8E-005	9.793	DENSIT	PRANDL(laminar)	PRANDT(turbulento)	VISCOS	ELOG	u1	u2	u3...	TURBIN			
0.03	ITIPU	tipo	de	perfil	vel:	1										
7.2	0.20	10														
298	TWALL	!!!	TODAS	AS	TEMPERATURAS	SAO	POTENCIAIS	!!!								
278	0	T0	dt/dz													
100	25	0	1	25	0	0	MAXIT	indpri	sormax	ientra	initer	livrent	idiscret			
100	400	400	1	DIRVEN(inteiro)	XROTDV	INCDV										

Descrição dos obstáculos e fontes emissoras																

800	60	10	10	1	COMPRI	ALTURDIS	DELXDIS	DELZDIS	TTOME							
10																
80.0	8.0	0.0	88.0	20.0	3.0	298.0	0.0									
80.0	-30.0	0.0	88.0	8.0	9.0	298.0	0.0									

Descrição dos obstáculos e fontes emissoras																

800	60	10	10	1	COMPRI	ALTURDIS	DELXDIS	DELZDIS	TTOME							
10																
80.0	8.0	0.0	88.0	20.0	3.0	298.0	0.0									
80.0	-30.0	0.0	88.0	8.0	9.0	298.0	0.0									

Figura 6: Comparação do ficheiro input original do VADIS (imagem superior) e após a introdução do módulo URVEGE (imagem inferior).

Com o módulo URVEGE, o utilizador passa a definir o número de árvores inicial (nvegini), logo após a definição do número inicial de obstáculos na linha número 19 do ficheiro. Na situação em que não se pretenda simular o efeito da vegetação esse número tem que ser definido como sendo igual a zero. Para além disso, se o utilizador pretender apenas simular um domínio com árvores é necessário definir o número de obstáculos inicial igual a zero.

O número de iterações definido na linha número 13 do ficheiro de entrada sofreu também alterações. O número máximo de iterações (maxit) deve ser aumentado no caso da simulação com árvores e edifícios para favorecer o processo de convergência. Foi criada uma nova variável (vniter) para consideração de um passo intermédio de iterações. Até ao momento, o módulo admitia as primeiras 25 iterações para o processo de cálculo sem considerar a presença de qualquer obstáculo e as restantes

iterações para o processo de cálculo com consideração do efeito da presença de edifícios. Com o novo módulo, URVEGE, o processo iterativo está subdividido da seguinte forma: nas primeiras 25 iterações todos os cálculos são realizados sem a presença de qualquer obstáculo; da iteração $initer$ até $vniter$ o processo de cálculo considera a presença de edifícios; e de $vniter$ até $maxit$ o processo de cálculo considera o efeito da presença de vegetação.

O código numérico do VADIS segue, aproximadamente, o esquema de discretização descrito em Patankar [1998]. A equação de discretização, tendo por base a equação diferencial geral, a 3 dimensões é apresentada seguidamente:

$$a_p \phi_p = a_E \phi_E + a_W \phi_W + a_N \phi_N + a_S \phi_S + a_T \phi_T + a_B \phi_B + b \quad [\text{Equação 8}]$$

Onde

$$b = S_c \Delta x \Delta y \Delta z + a_p^0 \phi_p^0 \quad [\text{Equação 9}]$$

Sendo que a equação 8 assume a seguinte forma:

$$a_p = a_E + a_W + a_N + a_S + a_T + a_B + a_p^0 - S_p \Delta x \Delta y \Delta z \quad [\text{Equação 10}]$$

Das equações apresentadas, 8, 9 e 10, a informação mais importante a reter, relativamente à descrição do módulo URVEGE, é que S_p é o resultado da discretização do termo fonte. No código numérico do VADIS o termo fonte é o gradiente de pressão representado nas equações de Navier-Stokes. Como tal, a metodologia seguida para introdução do termo fonte associado à vegetação traduz-se pela adição a S_p dos termos fontes para o efeito da vegetação, previamente calculados. Segundo Patankar [1980] o termo fonte de uma determinada equação deve estar associado a um volume, aplicando o método dos volumes de controlo. No desenvolvimento do URVEGE este requisito foi garantido.

Em suma, os termos fonte para as componentes da velocidade, turbulência e dissipação são calculados, iterativamente, utilizando o método dos volumes de controlo.

Para o cálculo do termo fonte associado a cada componente definiram-se as variáveis S_{uveg} , S_{vveg} e S_{wveg} que representam o termo fonte associado à atenuação da componente u , v e w da velocidade, respectivamente. Para a turbulência definiram-se Q_{teveg} e Q_{edveg} que representam a produção de energia cinética turbulenta e a

taxa de dissipação de energia cinética turbulenta, respectivamente, devido à presença de árvores.

Na figura 7 é apresentado o algoritmo do módulo FLOW, de forma sumária, com o intuito de facilitar a interpretação da descrição que está a ser feita.

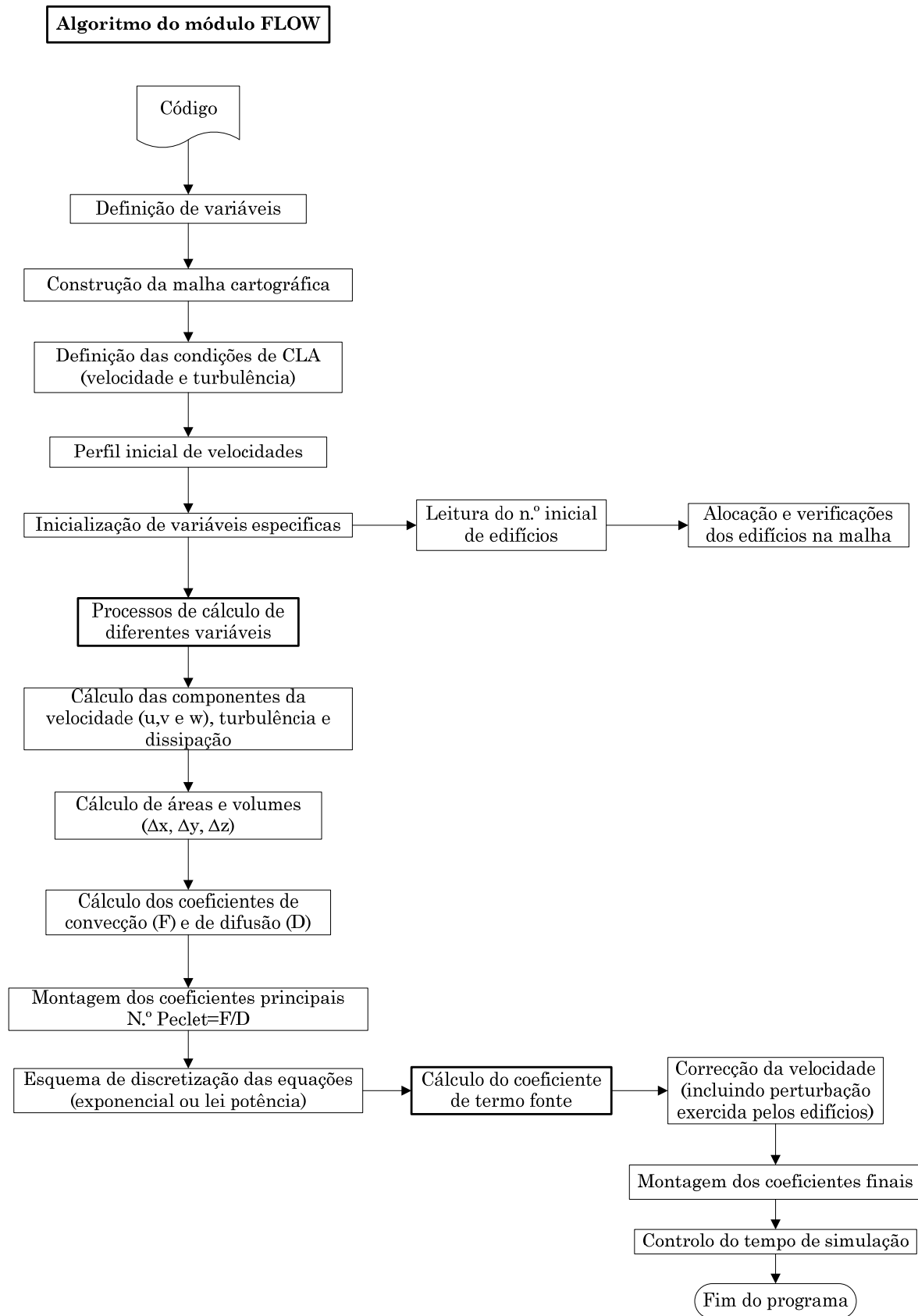


Figura 7: Representação esquemática do algoritmo do módulo FLOW.

O código do modelo começa por ter a definição de todas as variáveis necessárias para o seu funcionamento. Dos processos de cálculo iniciais, e de acordo com a figura 7, constam a construção da malha de cálculo cartográfica, previamente caracterizada. Seguidamente as definições da CLA onde se definem o perfil de velocidade e turbulência. Por exemplo, nesta etapa, é onde se impõe a condição de turbulência nula junto ao solo. Todas as variáveis que assim o exigem são inicializadas, bem como as novas variáveis introduzidas para o cálculo dos termos fonte.

Na subrotina `OBSTAC` procede-se a leitura do número de edifícios inicial e, agora com a introdução do módulo `URVEGE`, o número de árvores inicial. Os obstáculos são colocados na malha e é escrito o número de células preenchidas com edifícios (`nobs`) e com árvores (`nveg`). O processo de cálculo adoptado para colocação das árvores na malha é semelhante ao já existente para colocação dos edifícios. Na subrotina `OBSTAC` foram definidas instruções que permitem detectar, em função das coordenadas introduzidas, árvores mal definidas, existência de demasiadas árvores, árvores repetidas, entre outras condições. Foi desenvolvido um algoritmo que identifica a existência de árvores, sobrepostas a edifícios.

Na figura 8 é apresentado o esquema geral de construção do módulo `URVEGE`.

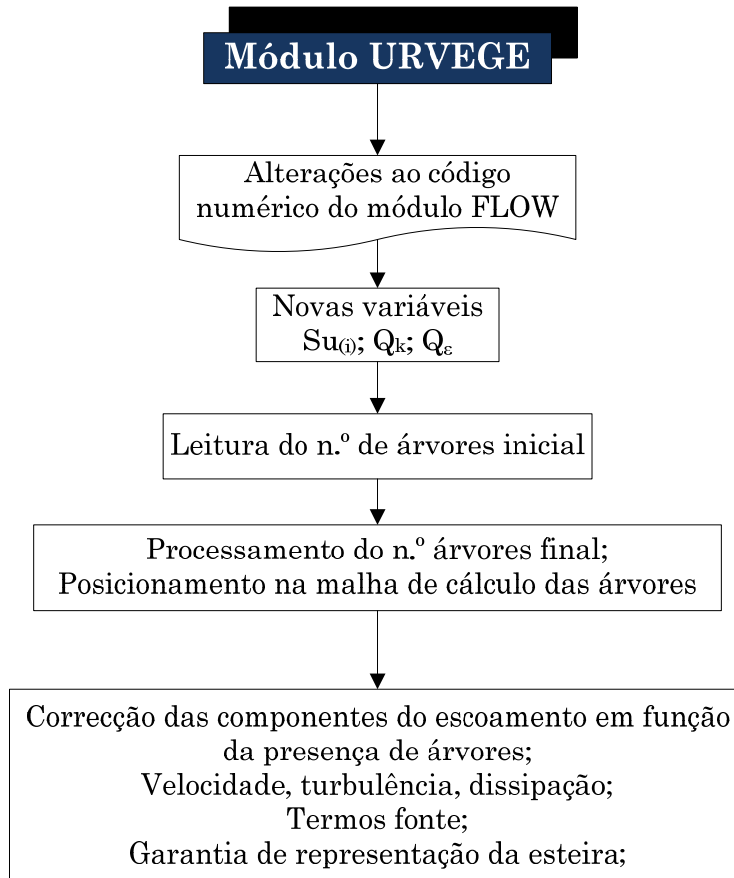


Figura 8: Algoritmo geral do desenvolvimento do módulo URVEGE.

Como já foi dito, este trabalho foi feito por edição do código já existente para o módulo FLOW, com introdução das novas variáveis necessárias.

No processo de cálculo das variáveis u , v , w , k e ε é que reside o cálculo dos termos fonte e a afectação destas variáveis. Os cálculos dos termos fonte são feitos na subrotina CALCU (termo fonte que afecta a componente u), CALCV (termo fonte que afecta a componente v), CALW (termo fonte que afecta a componente w), CALCTE (termo fonte que afecta a componente da energia cinética turbulenta) e CALCED (termo fonte que afecta a dissipação da energia).

Para a correcção das componentes do escoamento e de acordo com a figura 8, inicialmente registam-se as três componentes, u , v , e w , da velocidade aptas a serem introduzidas na expressão matemática do termo fonte. De seguida calcula-se para cada célula o valor correspondente a $|U|$, definido pela variável SMPVEG. Por fim calcula-se $Suveg(i, j, k)$, $Svveg(i, j, k)$, $Swveg(i, j, k)$, $Qteveg(i, j, k)$ e $Qedveg(i, j, k)$, para cada célula da malha e de acordo com um ciclo iterativo. Durante cada ciclo iterativo o termo fonte é recalculado para novos valores de u_i , k e ε , respectivamente. Após todo este procedimento, e de acordo com os novos termos

calculados, é afectada a variável S_p , termo fonte das equações que governam o escoamento e a componente turbulenta.

Para definir a esteira junto à árvore afecta-se S_p segundo diversas perspectivas:

- topo (i, j)
- este (j, k)
- oeste (j, k)
- norte (i, k)
- sul (i, k)

Nas respectivas subrotinas existe a montagem dos coeficientes finais e a partir daqui é escrita, nos respectivos ficheiros, a informação de saída dos campos tridimensionais de vento.

3.3. Ensaios preliminares com o módulo URVEGE

Ao longo do desenvolvimento do módulo foram feitos ensaios para testar o seu correcto funcionamento.

Avaliaram-se desempenhos do módulo perante diferentes direcções do vento, diferentes velocidades, localização e geometria de árvores diversas. Foram feitas simulações com árvores e edifícios, só com árvores e só com edifícios de forma a garantir a operacionalidade do módulo.

A título de exemplo são apresentados resultados, de seguida, de um dos ensaios realizados. Na figura está representada a intensidade do vento para uma simulação realizada.

Com o objectivo de testar o funcionamento do módulo perante diversas direcções do vento simularam-se as seguintes direcções: 45° , 180° , 270° e 360° .

As condições de simulação foram as seguintes: direcção do vento de 45° , com quatro árvores distribuídas com espaçamento horizontal entre si igual a 10 m. As árvores representadas no domínio de cálculo tinham dimensões iguais de $10 \times 10 \times 10$ m³. Foram representados quatro edifícios com as mesmas dimensões das árvores. A velocidade do vento à entrada foi de 8 m.s⁻¹. A simulação pretende representar um *street canyon* ideal com uma fonte de emissão de 10 m de largura. A resolução da malha utilizada foi de $5 \times 5 \times 5$ m³.

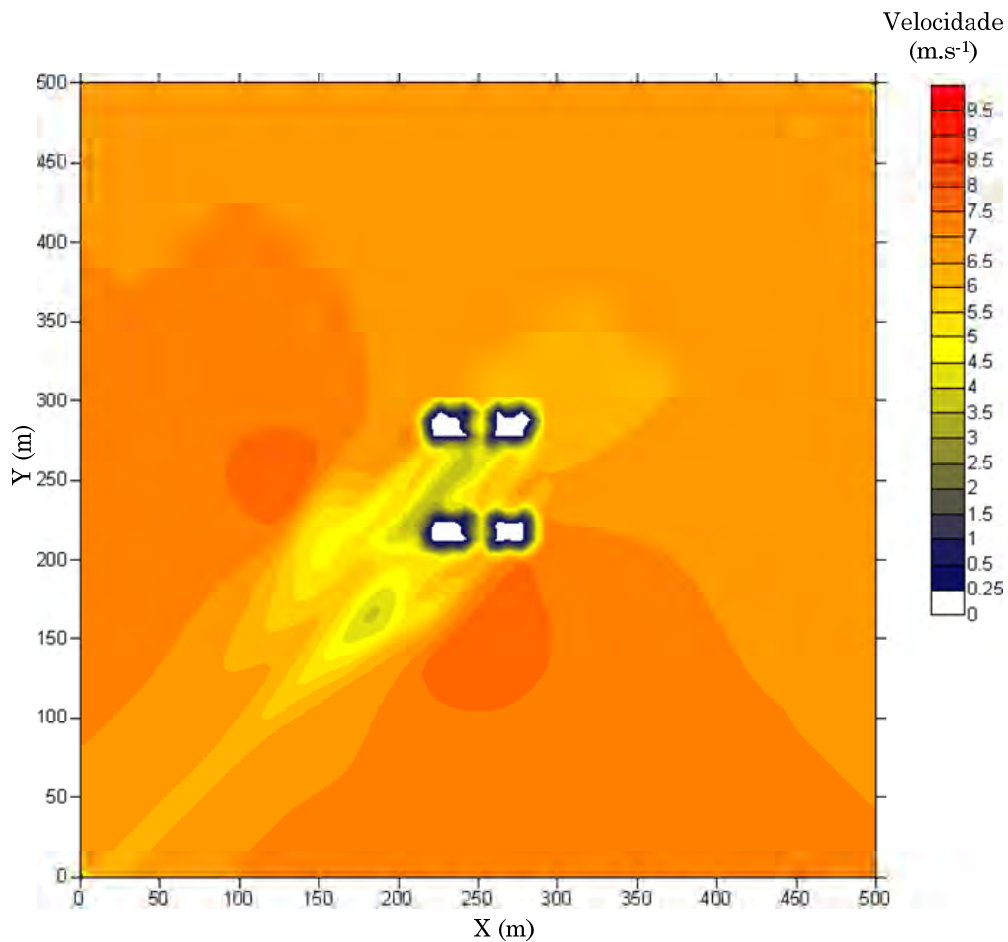


Figura 9: Representação do campo tridimensional de ventos para um caso de estudo particular.

É possível constatar, através da análise da figura 9, que o campo de ventos é influenciado pela presença dos edifícios, onde a velocidade é nula, e também pela presença de árvores onde a velocidade atinge valores reduzidos, principalmente nas duas árvores a Oeste no domínio de cálculo, devido à direcção do vento. Nas duas árvores mais a Oeste a atenuação da velocidade do vento atinge aproximadamente os 25%.

4. Caso de estudo: centro da cidade de Aveiro

Para o domínio de cálculo definido é descrito ao longo deste capítulo, o processo de definição de edifícios, árvores e fontes de emissão; a dimensão e resolução da malha utilizada nas simulações; os dados meteorológicos e de qualidade do ar (para o CO e para PM₁₀) registados durante o período simulado; e a estimativa das emissões do tráfego rodoviário. As simulações foram realizadas para o dia 5 de Maio de 2004, pelo facto de para esse período estarem disponíveis contagens de tráfego com distinção de categorias de veículos [Santos e Tavares, 2004; Miranda et al., 2005].

4.1. Caracterização do domínio de estudo

A selecção do domínio de estudo obedeceu a alguns requisitos específicos relacionados com o objectivo do estudo. A área seleccionada insere-se na Avenida 25 de Abril e sua envolvente, localizada na cidade de Aveiro, no centro de Portugal. Esta Avenida é considerada um importante acesso ao centro urbano.

A envolvente à Avenida 25 de Abril é caracterizada pela existência de vegetação, em particular, árvores de grande porte. Estas árvores são das espécies *Acer pseudoplatanus* e *Quercus robur* e possuíam, à data do estudo, uma altura aproximada de 10 m. Para além disso, encontra-se no domínio definido a estação de monitorização da qualidade do ar, da Agência Portuguesa do Ambiente, que permite a recolha de dados de qualidade do ar para a validação dos resultados obtidos. A referida estação monitoriza em contínuo, as concentrações de determinados poluentes, como é o caso de CO e PM₁₀.

Como já foi referido o VADIS é um modelo vocacionado para a simulação de poluentes com origem no tráfego rodoviário. Neste sentido, é importante referir que o domínio definido apresenta um volume de tráfego rodoviário que pode ser considerado elevado atendendo às dimensões da cidade.

O domínio de cálculo definido apresenta uma componente habitacional e comercial, uma componente educacional, a Escola Secundária José Estêvão, uma componente turística, o Museu Santa Joana e uma componente religiosa, a Sé Catedral de Aveiro.

O domínio de estudo tem dimensões de 380×220×12 m³. Contudo de forma a permitir que o escoamento se desenvolva adequadamente, a área total tem dimensões de 800×800×60 m³, tal como é visível na figura 10. Para além disso, um dos requisitos do modelo é a existência de dimensões homogéneas em xx e yy.

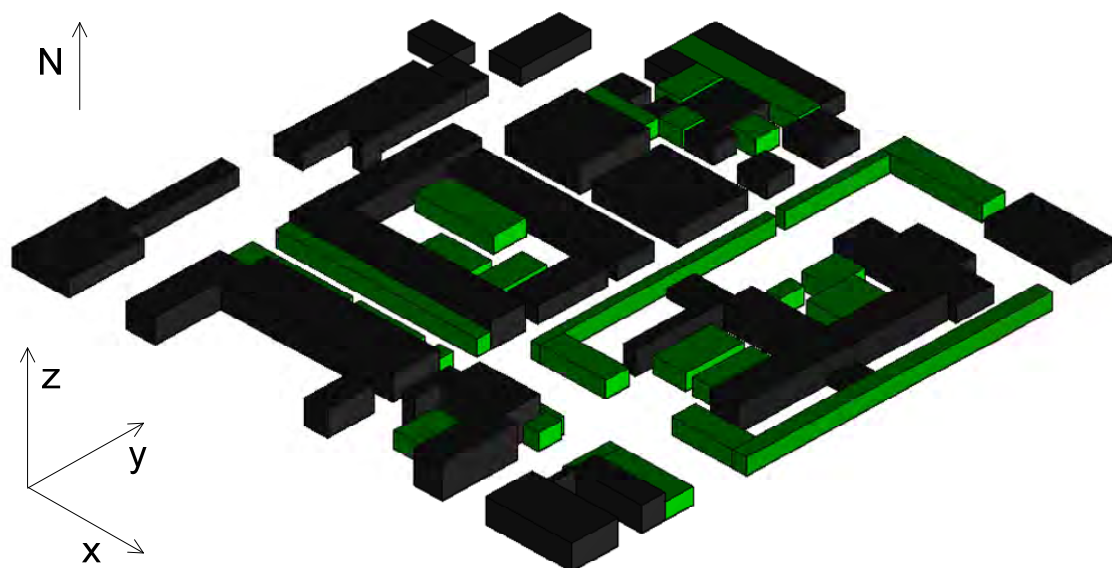


Figura 10: Representação do domínio. A verde as árvores e a azul os edifícios.

O domínio de cálculo apresenta uma orientação com o Norte de 45° .

Procedeu-se a uma análise da configuração e volumetria dos edifícios e das árvores. A definição da arquitectura dos edifícios de geometria heterogénea foi aproximada a sólidos geométricos rectangulares, tendo sido considerados 40 blocos, com alturas que variam entre os 3 m e 15 m. Para além disso foram definidas 12 fontes de emissão com larguras distintas compreendidas entre os 4 m e os 20 m. A altura considerada para as fontes de emissão é de 2 m, tratando-se de fontes em volume. Para além destas ruas, foi inserida no domínio a rotunda de Santa Joana como fonte de emissão, também em volume, bem como os tubos de exaustão natural do túnel localizado sob a referida rotunda e tendo orientação Norte-Sul.

No domínio de estudo, e principalmente na Avenida 25 de Abril, verifica-se uma forte presença de árvores, cujo efeito sobre o escoamento atmosférico local, e consequentemente, sobre a dispersão de poluentes, importa analisar. Para além disso, e de igual importância, verifica-se que a estação de monitorização de qualidade do ar se encontra ladeada por vegetação densa, pelo que as medições estarão, impreterivelmente, influenciadas por este factor. Perante este facto, a simulação das condições de escoamento e de dispersão de poluentes atmosféricos, no domínio, estaria, inevitavelmente, incompleta sem a consideração das perturbações induzidas pelas árvores, facto que confere uma importância especial ao presente estudo. A representação geométrica das árvores foi aproximada a paralelepípedos com uma altura variável entre os 6 e 10 m. Devido à estrutura tridimensional complexa das

árvores seria incomportável do ponto de vista computacional a sua representação fidedigna. Na figura 11 representa-se o domínio de cálculo contemplando só os edifícios (a) e o domínio de cálculo contemplando edifícios e árvores (b).

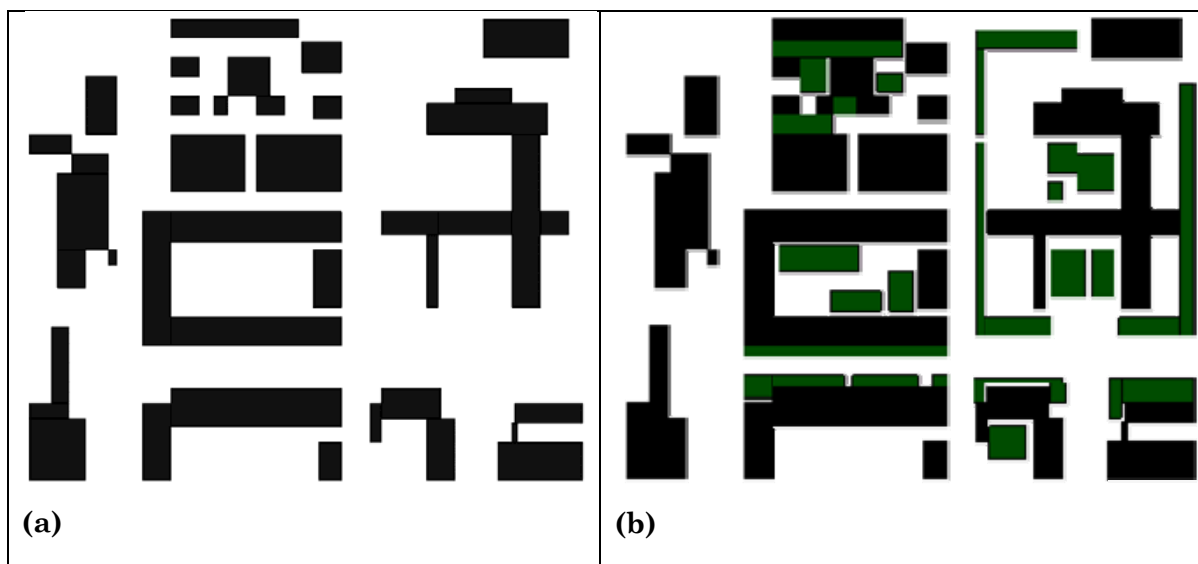


Figura 11: Representação do domínio de cálculo com edifícios (a) e com edifícios e árvores (b).

Depois de alguns ensaios preliminares verificou-se que, em função da razão qualidade dos resultados versus tempo de processamento, a resolução da malha mais adequada é de $10 \times 10 \times 10 \text{ m}^3$. Para esta resolução, o processo de geração da malha resultou na geração de cerca de 38400 células regulares.

4.2. Meteorologia

Os dados de velocidade e direcção do vento foram obtidos na estação meteorológica do Campus da Universidade de Aveiro, sob gestão do departamento de Física da UA, a 10 m de altura. Esta estação localiza-se a uma distância de aproximadamente 500 m da área de estudo.

Relativamente aos ventos predominantes, verifica-se durante todo o ano uma predominância dos ventos de NW e N. No período em estudo, a Primavera, os ventos predominantes são de NW [URL 1].

Para além destes dados estavam disponíveis dados meteorológicos medidos na estação meteorológica móvel, sob gestão do Departamento de Ambiente e Ordenamento da UA, no interior do domínio. Foi feita uma análise comparativa entre as duas gamas de dados. No entanto, os seleccionados como dados de entrada foram os da estação meteorológica do Campus da Universidade de Aveiro por serem mais

representativos de toda a zona e não estarem já influenciados pela circulação no interior das estruturas urbanas.

Os dados fornecidos pela estação meteorológica foram obtidos em médias temporais de 10 minutos. O algoritmo de conversão para médias horárias de velocidade e direcção do vento está apresentado na figura 12.

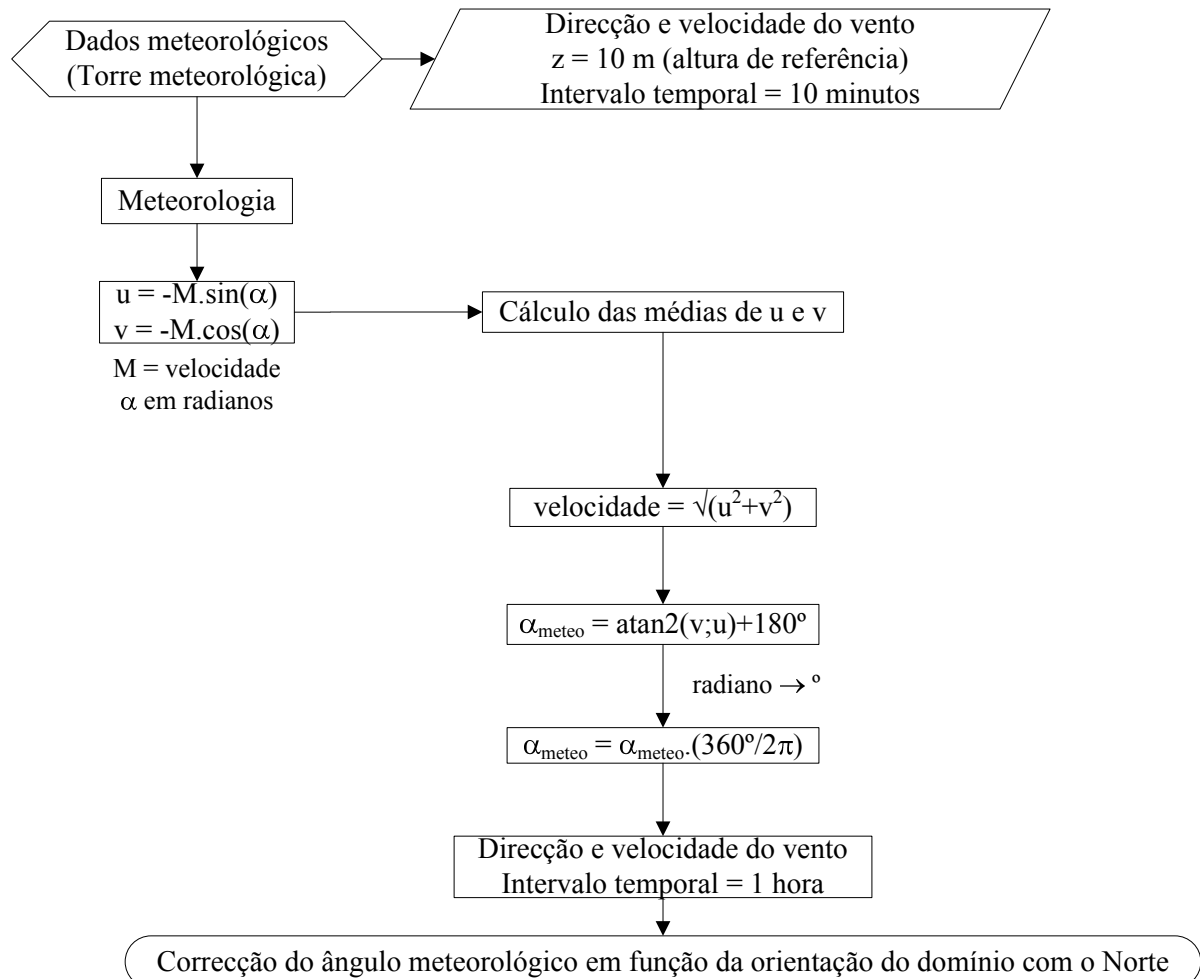


Figura 12: Representação da metodologia aplicada no tratamento dos dados meteorológicos.

A evolução dos valores médios horários de velocidade e direcção do vento ao longo do período de simulação está representada nas figuras 13 e 14, respectivamente. A direcção do vento representada na figura 14 é relativa ao domínio, isto é, resultante da correcção realizada com base na orientação predominante dos edifícios e ruas de 45°.

Ao longo do presente documento, e salvo indicação em contrário, a direcção do vento é referida em ângulo meteorológico.

Alerta-se para o facto de que, por razões que serão apresentadas no capítulo 5, o período em análise foi alargado para o período entre as 17:00 do dia 4 de Maio e as 24:00 do dia 5 de Maio de 2004.

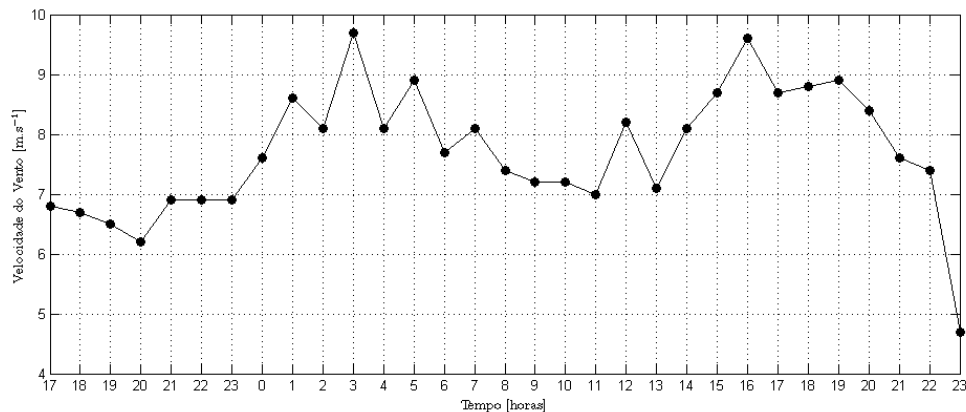


Figura 13: Evolução temporal dos valores médios horários de velocidade do vento, para o período de simulação.

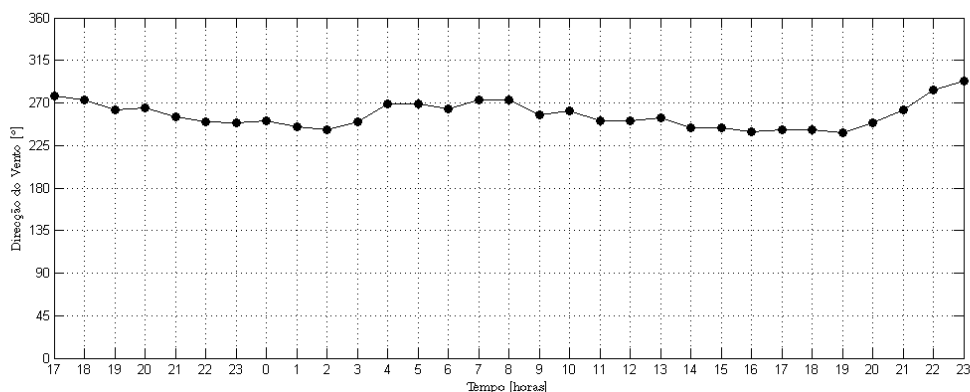


Figura 14: Evolução temporal dos valores médios horários de direcção do vento, para o período de simulação.

Para o período de simulação considerado, o vento apresentou-se predominantemente, de SW/W relativamente ao domínio, com velocidades que variaram de $4,7 \text{ m.s}^{-1}$ no período das 23:00 às 24:00 até ao máximo de $9,7 \text{ m.s}^{-1}$ das 3:00 às 4:00, do dia 5 de Maio de 2004.

4.3. Emissões do tráfego automóvel

As emissões geradas pelo tráfego automóvel no domínio de cálculo foram calculadas pelo modelo TREM, *TRansport Emission Model for line sources*, desenvolvido no DAO-UA [Borrego et al., 2003].

O algoritmo de cálculo implementado no modelo estima os factores de emissão com base na velocidade média de circulação dos veículos, adoptando para tal a metodologia MEET/COST. A modelação das emissões, recorrendo ao modelo, foi feita,

tendo em conta, no que respeita à cinemática de veículos, uma velocidade média constante e igual para todo o período de 30 km.h⁻¹, velocidade típica de circulação em meio urbano [Borrego et al., 2003].

As categorias consideradas pelo modelo são automóveis de passageiros a gasolina, gasóleo, GPL, comerciais a diesel, autocarros urbanos, táxis e motocicletas. Nas simulações a percentagem de veículos movidos a diesel e a gasolina manteve-se constante para todas as horas simuladas. A distribuição de categorias variou de hora a hora e de via para via, com especial atenção para as vias em que é proibida a circulação de veículos pesados.

A informação de saída do TREM, em taxa de emissão de poluente por segmento de rua, tem resolução temporal idêntica à dos dados de volume de tráfego de entrada. De acordo com a resolução dos dados de entrada, a estimativa de emissões pode ser realizada em base horária, diária e anual.

A versão utilizada do modelo permite a quantificação das emissões a quente e a frio dos seguintes poluentes CO, NO_x, COV, incluindo o metano, CO₂, SO₂ e PM10. O consumo de combustível é também estimado de modo a permitir a avaliação do desempenho do modelo.

Neste trabalho foi utilizada a interface gráfica do TREM.

Das contagens da CMA [Soares et al., 2008] extraiu-se a percentagem de tráfego a circular em cada via. A partir dessa percentagem obteve-se a relação de número de veículos das contagens para a Avenida 25 de Abril.

Exemplificando, se na Avenida 25 de Abril, através das contagens da CMA, circula 20% do trânsito que passa pela rotunda, 19% da Avenida Santa Joana (Sentido Sé-Hospital), 11% na Avenida Santa Joana (Sentido Hospital-Sé) e nas contagens de 2004 foram contados 500 veículos a circular na Avenida 25 de Abril, para uma dada hora, então 20% equivale a 500 veículos e daí resulta o número de veículos correspondente a cada percentagem.

A percentagem de veículos estimada para a Rua Almeida Garrett, Rua Passos Manuel, Rua Jaime Moniz e Rua Dr. Manuel das Neves foi de 7% e para a rua Infante D. Henrique e Travessa de S. Martinho foi de 3%. Esta percentagem foi definida de acordo com as contagens de tráfego efectuadas em 2004. Estas contagens foram feitas para o período de Inverno, no entanto considera-se representativa do período em estudo.

O túnel contém 18 tubos de exaustão natural mais a entrada e saída, tidas como emissões iguais às dos tubos.

Na figura 15 apresentam-se as vias de tráfego consideradas para o domínio de cálculo.

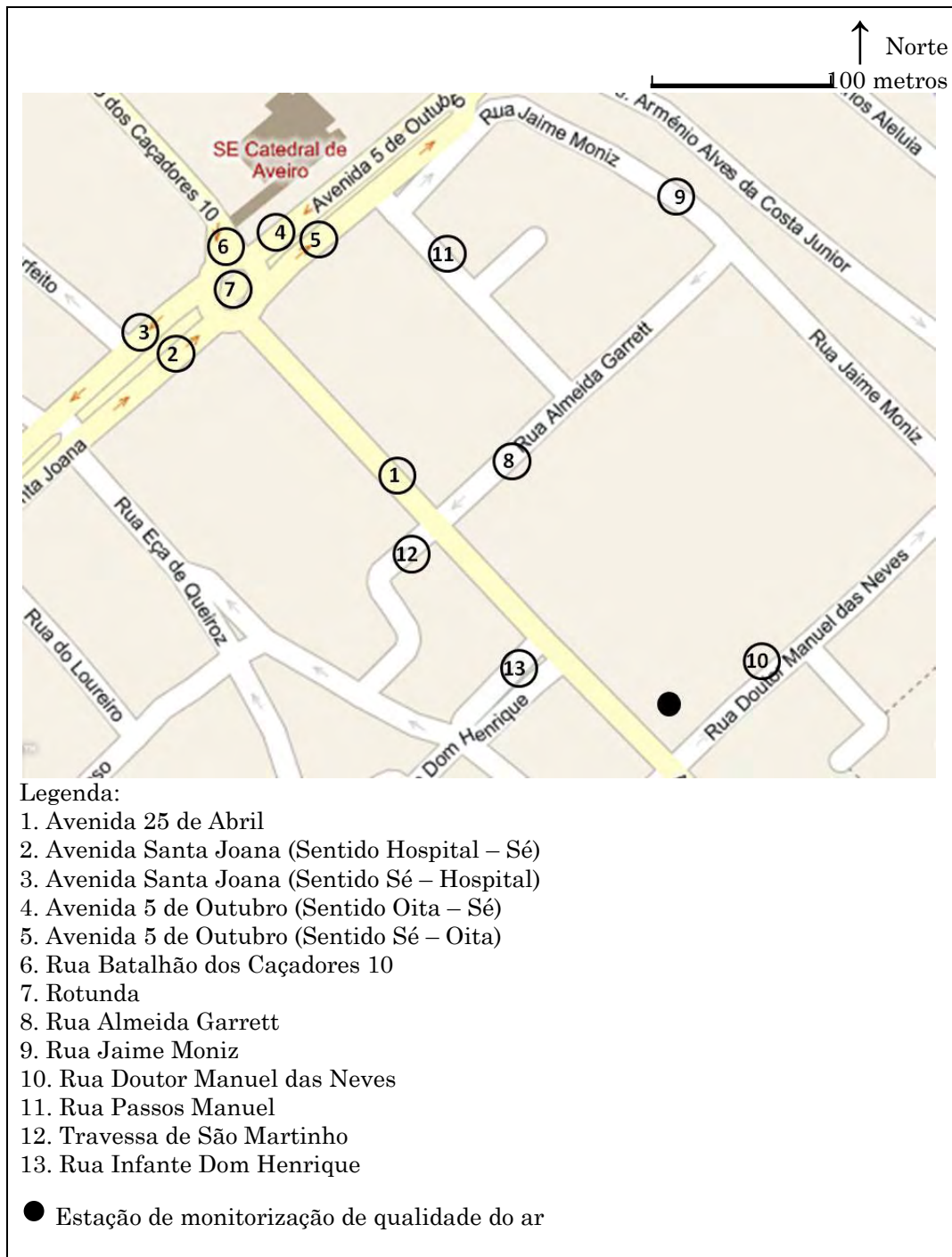


Figura 15: Representação da rede de tráfego do domínio de estudo.

Na figura 15 para além das fontes de emissão representa-se a localização da estação de qualidade do ar (EQA). As coordenadas de EQA no domínio de cálculo correspondem ao ponto (565,355).

Foi considerada a rotunda como fonte de emissão com o total de veículos a circular nesta por hora igual ao somatório de uma das porções da Avenida Santa Joana, uma das porções da Avenida 5 de Outubro, uma das porções da Avenida 25 de Abril, que se encontra dividida em duas faixas nas contagens estudadas e metade do total de veículos da rua Batalhão de Caçadores 10.

Como dados de saída obtiveram-se os valores médios horários das emissões de CO e PM10 em g.h^{-1} , emissões a quente, considerando o regime térmico do motor estável. Estes resultados estão representados, para a Avenida 25 de Abril, nas figuras 16 e 17 (nas unidades utilizadas pelo VADIS como informação de entrada).

É apresentada igualmente a variação temporal do número total de veículos nesta via.

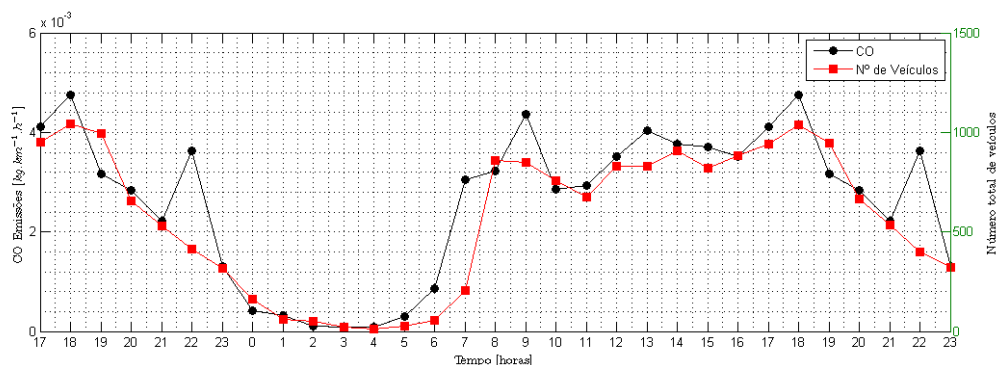


Figura 16: Evolução temporal das emissões de CO e número total de veículos.

Na figura 16 a evolução dos valores está representada para o período de simulação do CO (31 horas consecutivas). Pela análise do gráfico verifica-se que o número total de veículos, assim como as emissões estimadas para o CO acompanham, na generalidade, a dinâmica associada ao tráfego rodoviário. Às 22:00 do dia 4 e 5 de Maio e também às 9:00 do segundo dia, ao contrário do esperado atendendo ao número total de veículos em circulação, o valor da emissão de CO é consideravelmente elevado.

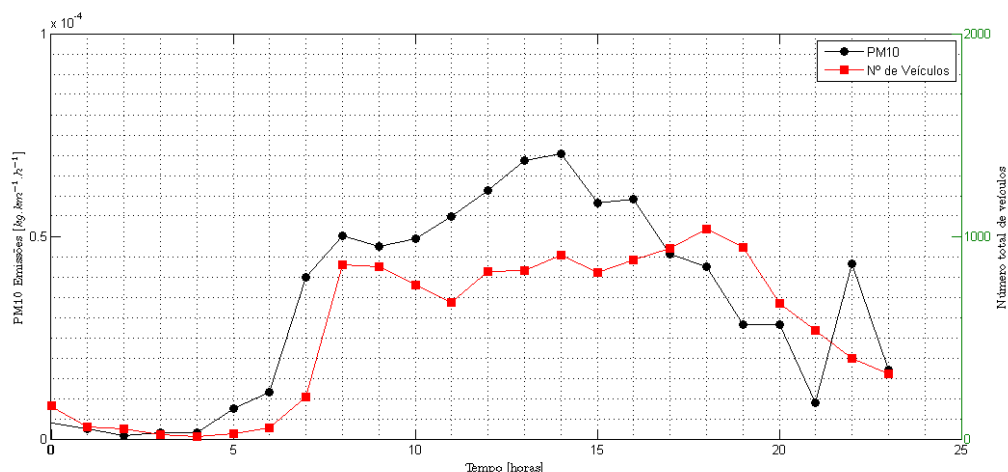


Figura 17: Evolução temporal das emissões de PM10 e número total de veículos.

Na figura 17 a evolução dos valores está representada para o período de simulação de PM10, as 24 horas do dia 5 de Maio de 2004. De acordo com a dinâmica associada ao tráfego rodoviário verifica-se que os valores de emissões de PM10 e o número total de veículos em circulação se relacionam. Os picos máximos para os valores de emissão de PM10 correspondem aos períodos temporais de maior volume de tráfego.

4.4. Qualidade do ar

A informação horária de qualidade do ar foi obtida na estação localizada junto à Avenida 25 de Abril, no pátio exterior da Escola Secundária José Estevão. A estação é do tipo urbano, registando por isso a influência directa do tráfego.

A recolha dos dados de concentração de CO e PM10 é realizado em contínuo na EQA, sendo toda a informação posteriormente submetida a um tratamento estatístico de validação. O acesso ao histórico de concentrações médias horárias medidas pode ser efectuado *on-line* através do *site* da APA na *Internet* [URL 2].

Nas figuras 18 e 19 está representada a evolução temporal das concentrações médias horárias de CO e PM10 monitorizadas na EQA, para os períodos de simulação respectivos.

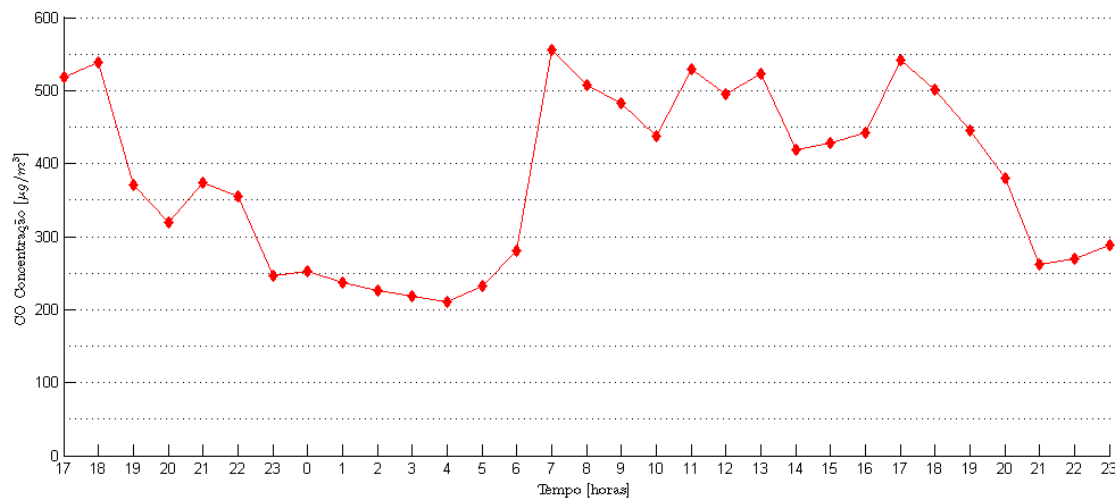


Figura 18: Evolução temporal das concentrações médias horárias de CO monitorizadas na EQA.

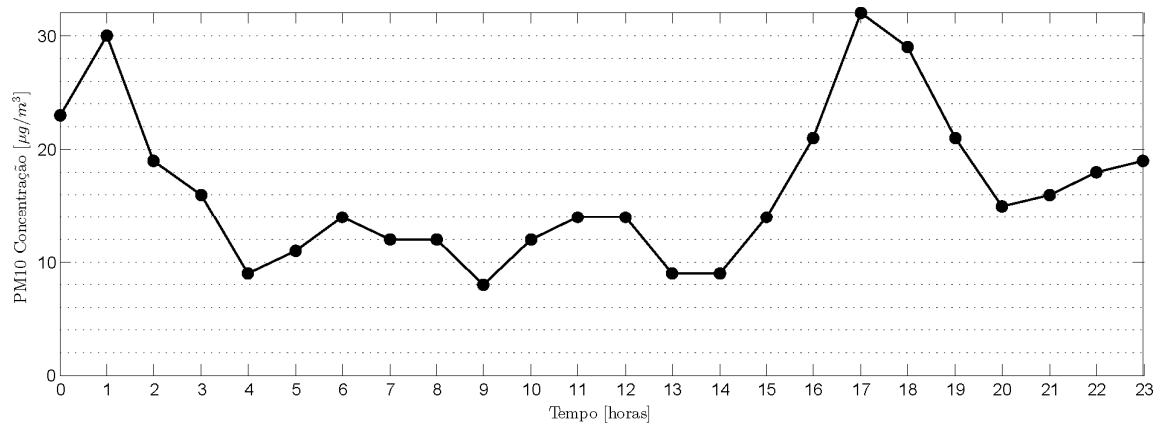


Figura 19: Evolução temporal das concentrações médias horárias de PM10 monitorizadas na EQA.

Nas figuras 18 e 19 é visível que os valores de concentração de CO e de PM10 e de acordo com o Decreto-Lei n.º 111/2002 de 16 de Abril os respectivos valores limite não foram ultrapassados no período em análise. Analisando as figuras verifica-se que há uma tendência dos valores medidos na EQA para acompanhar as dinâmicas associadas ao tráfego rodoviário. No entanto, no período nocturno (0:00 – 8:00) e principalmente para os valores de concentração de PM10 verifica-se que estes são elevados, existindo mesmo um pico máximo para as 1:00. Os valores de concentração de PM10 elevados no período nocturno não estão relacionados com o número de veículos em circulação, nem com as emissões de PM10 com origem no tráfego rodoviário. Um factor que pode justificar esta análise é a existência de fontes pontuais no alcance da EQA.

5. Validação do módulo URVEGE

Para validação do módulo URVEGE foi realizado um ensaio preliminar de intercomparação com o modelo CFD comercial FLUENT. Numa segunda fase, foi efectuada a comparação dos valores de qualidade do ar medidos e simulados, e posterior análise estatística.

No que respeita ao caso de estudo definido para o centro da cidade de Aveiro apresentam-se, ao longo deste capítulo, os resultados do modelo com e sem o módulo URVEGE. Será analisado o efeito provocado pelas árvores no escoamento e na dispersão de poluentes.

5.1. Análise preliminar por intercomparação de modelos

O modelo FLUENT permite a simulação tridimensional do escoamento laminar ou turbulento, em estado estacionário e transiente de fluidos incompressíveis ou compressíveis, newtonianos ou não-newtonianos. Uma das principais características do modelo FLUENT é a geração de malhas de cálculo computacionais irregulares, ou não-estruturadas, aquando da simulação do escoamento e dispersão de poluentes atmosféricos em ambientes urbanos. A possibilidade de geração de malhas de cálculo não estruturadas permite a resolução de problemas relacionados com as estruturas de geometria complexa [FLUENT, 2001]. Este é um modelo de aplicações em diversas áreas.

Em Amorim et al., 2005 o FLUENT foi adaptado à simulação do escoamento e da dispersão de poluentes em meio urbano incluindo os efeitos induzidos pela vegetação. Este modelo utiliza o modelo analítico para introdução do efeito da vegetação adoptado no presente estudo para desenvolvimento do módulo URVEGE. O modelo FLUENT foi utilizado para, através de comparação de resultados de simulações para as mesmas condições, validação do modelo VADIS com o módulo URVEGE.

A figura 20 representa o campo de velocidades para a simulação com uma árvore de $10 \times 10 \times 10 \text{ m}^3$. A direcção do vento é de 270° e a velocidade de 8 m.s^{-1} . A resolução da malha utilizada foi de $5 \times 5 \times 5 \text{ m}^3$. O objectivo da representação da figura é demonstrar a validação do modelo que foi feita recorrendo à simulação para as mesmas condições de entrada pelo modelo VADIS e pelo modelo FLUENT.

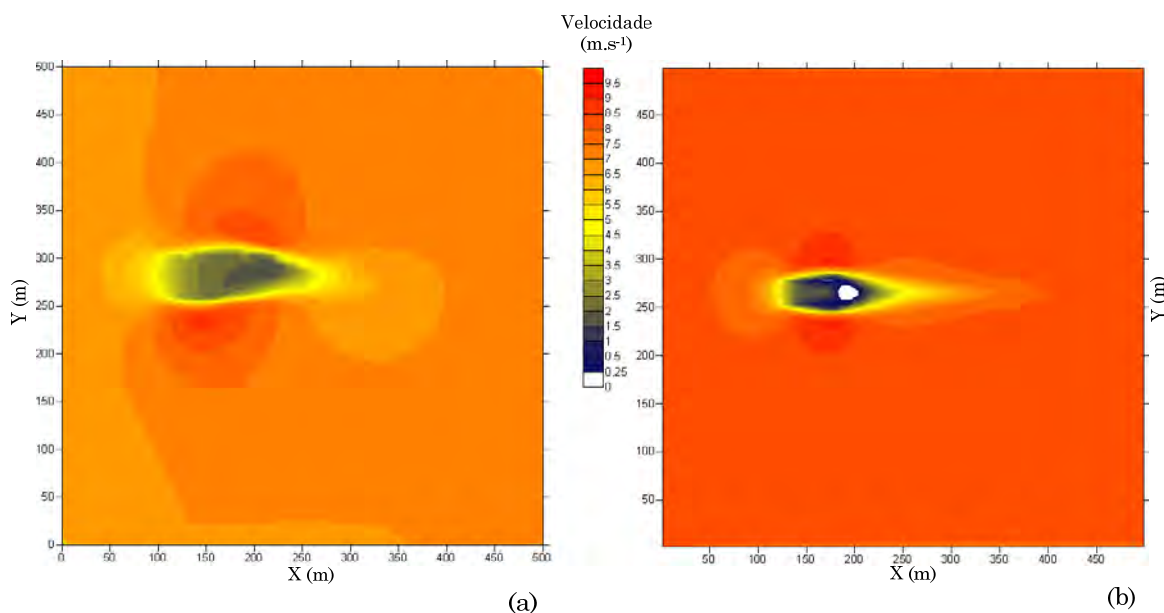


Figura 20: Intercomparação de modelos. Na figura (a) está representado o resultado da simulação com o VADIS/URVEGE e na (b) o resultado obtido com o FLUENT.

Pelos resultados da intercomparação de modelos verifica-se que para ambos os casos (FLUENT e VADIS/URVEGE) há uma redução da velocidade do vento na zona onde se localiza a árvore simulada. Ao longo de todo o domínio de simulação regista-se para o modelo FLUENT um valor de velocidade do vento aproximadamente igual ao valor de velocidade à entrada, isto é, 8 m.s^{-1} . No caso do VADIS/URVEGE [figura (a)] verifica-se uma ligeira atenuação para todo o domínio de cálculo de aproximadamente 2 m.s^{-1} . Na posição da árvore para ambos os casos verifica-se uma atenuação de velocidade do vento semelhante.

5.2. Influência da vegetação no escoamento

Pelas razões já enunciadas no ponto 4.1 do presente documento a simulação das condições de escoamento e de dispersão de poluentes atmosféricos no domínio de cálculo estaria certamente incompleta sem a consideração das perturbações induzidas pelas árvores. Apresenta-se, por isso, como um caso de estudo de características adequadas para a avaliação do desempenho do módulo URVEGE.

Na aplicação do VADIS (nas suas versões original e modificada) à simulação do escoamento e da dispersão do CO e PM₁₀ no domínio de cálculo foi utilizada uma resolução de $10 \times 10 \times 10 \text{ m}^3$. Para as simulações sem o efeito da vegetação depois do processo de colocação na malha foram considerados em média 286 edifícios. Para a simulação do efeito da vegetação foram consideradas 246 árvores. O tempo de

simulação médio para o VADIS foi de aproximadamente 1:30. Com o módulo URVEGE incluído no VADIS o tempo de simulação médio foi de 1:40, tendo sido, por isso, registado um aumento pouco significativo ao nível do esforço computacional.

Para a avaliação das perturbações induzidas no escoamento são apresentados, a título de exemplo, resultados das simulações de intensidade do vento para os períodos das 10:00 às 11:00 (figura 23 e 24) e para o período das 15:00 às 16:00 (figura 21 e 22).

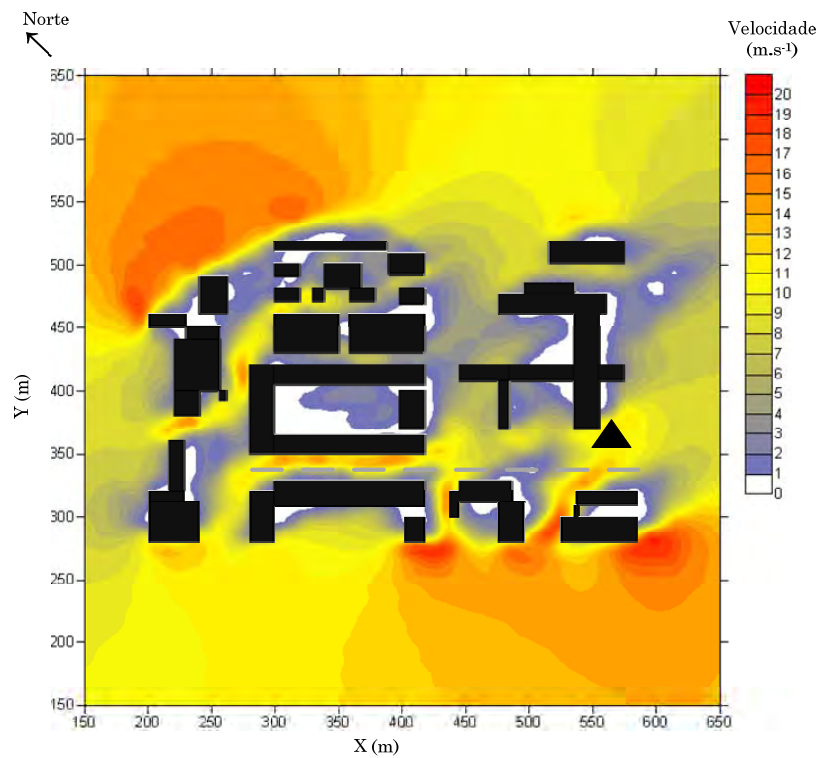


Figura 21: Representação do campo horizontal da intensidade do vento para o período das 15:00 às 16:00, sem o módulo URVEGE.

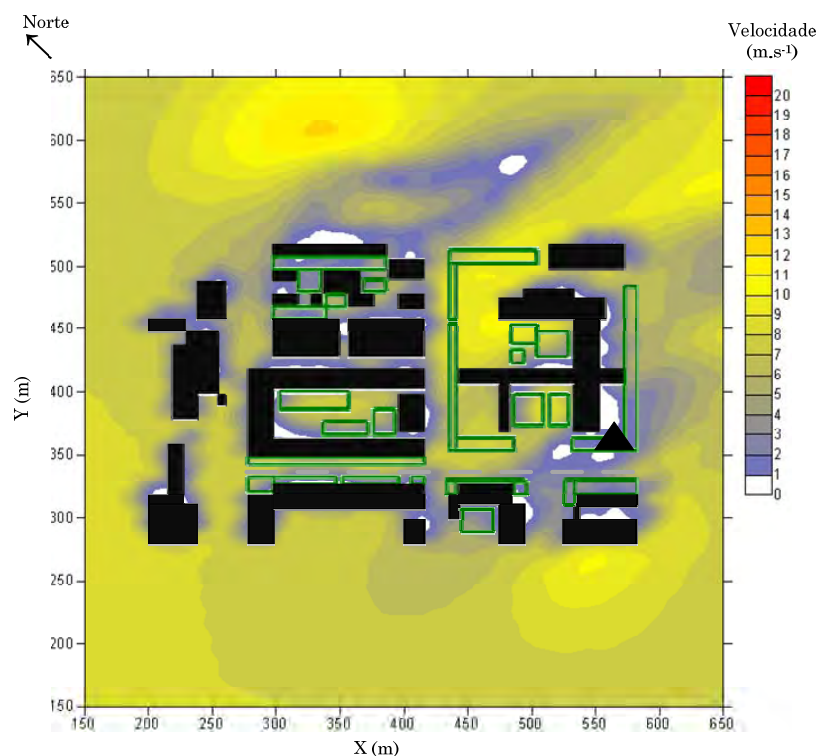


Figura 22: Representação do campo horizontal da intensidade do vento para o período das 15:00 às 16:00, com o módulo URVEGE. As árvores estão identificadas a verde.

A análise das figuras 21 e 22 deve ser feita de forma comparativa. É evidente, pela comparação das duas figuras, que a atenuação da velocidade, com o módulo URVEGE, provocada pelas árvores se estende ao domínio de cálculo. Ao longo da Avenida 25 de Abril (tracejado cinzento) a velocidade é mais baixa no caso da simulação com o efeito da vegetação. No entanto, no bloco de edifícios localizado a Oeste da Rua Almeida Garrett e a Norte da Avenida 25 de Abril é perceptível o aumento da velocidade do vento com a introdução do efeito da vegetação. Neste caso, a conjugação da configuração tridimensional dos edifícios e das árvores não contribuí para a atenuação da velocidade. Este comportamento indica a necessidade de aprofundar este tipo de estudo, já que, e de acordo com a abordagem feita no capítulo 2, os efeitos induzidos pelas árvores no escoamento não estão suficientemente conhecidos.

Nas figuras 23 e 24, apresenta-se o campo horizontal da intensidade do vento para o período das 10:00 às 11:00.

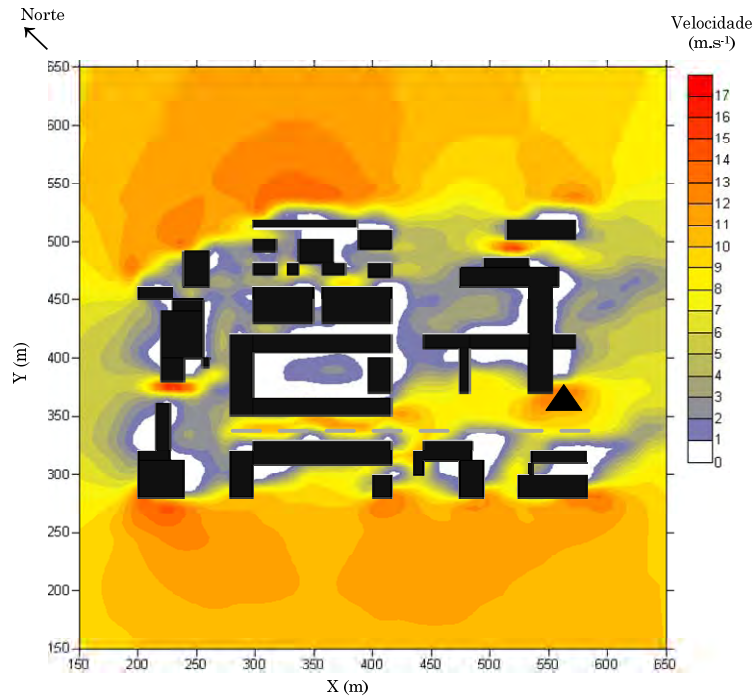


Figura 23: Representação do campo horizontal da intensidade do vento para o período das 10:00 às 11:00, sem o módulo URVEGE.

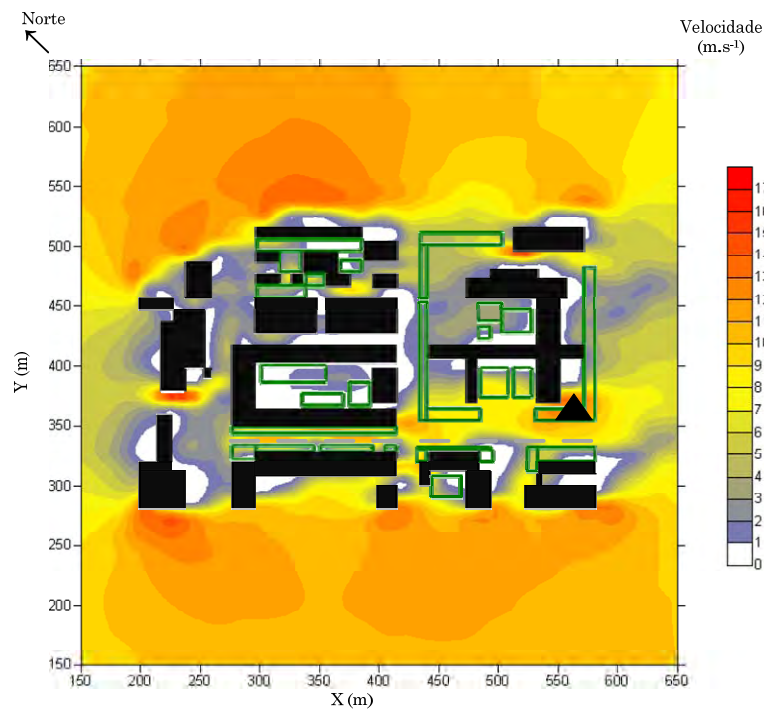


Figura 24: Representação do campo horizontal da intensidade do vento para o período das 10:00 às 11:00, com o módulo URVEGE.

A primeira análise da figura 23 e 24 é que a atenuação para todo o domínio de cálculo com o módulo URVEGE é mais significativa para o período das 10:00 às 11:00,

do que no anterior período temporal analisado. Pode daqui inferir-se que para velocidades mais baixas o efeito de atenuação é maior. Comparando a figura 23 e 24 verifica-se que a velocidade do vento na Avenida 25 de Abril, ladeada de árvores em ambos os lados, diminui significativamente quando simulados os efeitos induzidos pelas árvores. No perímetro da escola a velocidade do vento é maior no caso da simulação com o módulo URVEGE, o que revela a complexidade do escoamento na presença de elementos urbanos caracterizados por uma determinada porosidade, como é o caso das árvores. Esta questão deve ser explorada em trabalhos futuros para permitir conclusões bem fundamentadas. No entanto, este comportamento pode significar uma perturbação no escoamento contrário ao esperado, aumentando a intensidade do vento.

Em suma, verifica-se uma atenuação efectiva da velocidade devido aos efeitos induzidos pelas árvores no escoamento, principalmente na Avenida 25 de Abril. Para alguns pontos do domínio de cálculo onde se verifica a presença de árvores verifica-se um aumento da velocidade do vento.

5.3. Influência da vegetação na dispersão

De acordo com o objectivo deste trabalho, apresentam-se seguidamente as análises dos resultados das simulações para o CO e para as PM10.

Relativamente aos campos de concentrações de CO, representa-se nas figuras 25 e 26 o resultado das simulações com o VADIS e VADIS/URVEGE, respectivamente, num plano horizontal do domínio para o período das 10:00 às 11:00.

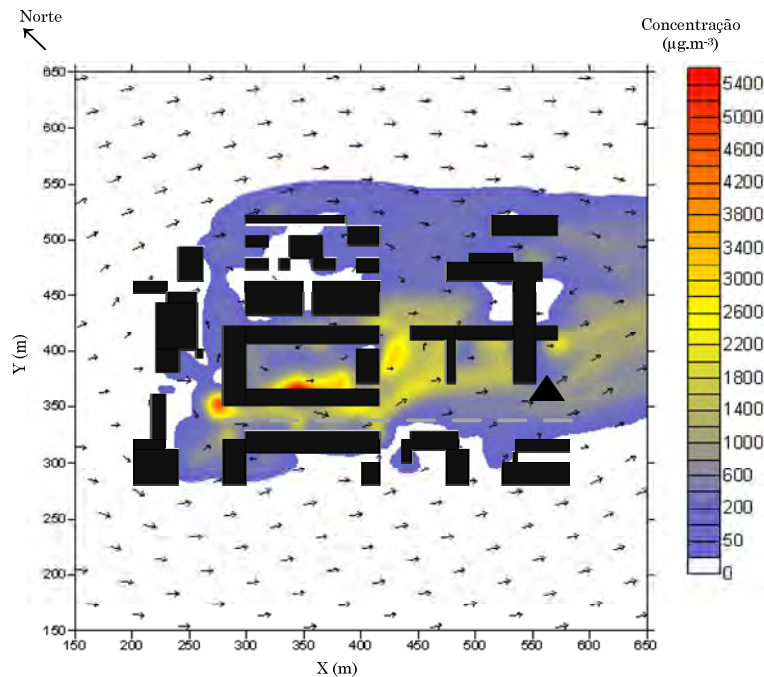


Figura 25: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO para o período das 10:00 às 11:00, sem o módulo URVEGE. Os blocos a preto representam os edifícios presentes no domínio de cálculo. A EQA está representada pelo triângulo a preto e a Avenida 25 de Abril pela linha a tracejado cinzenta.

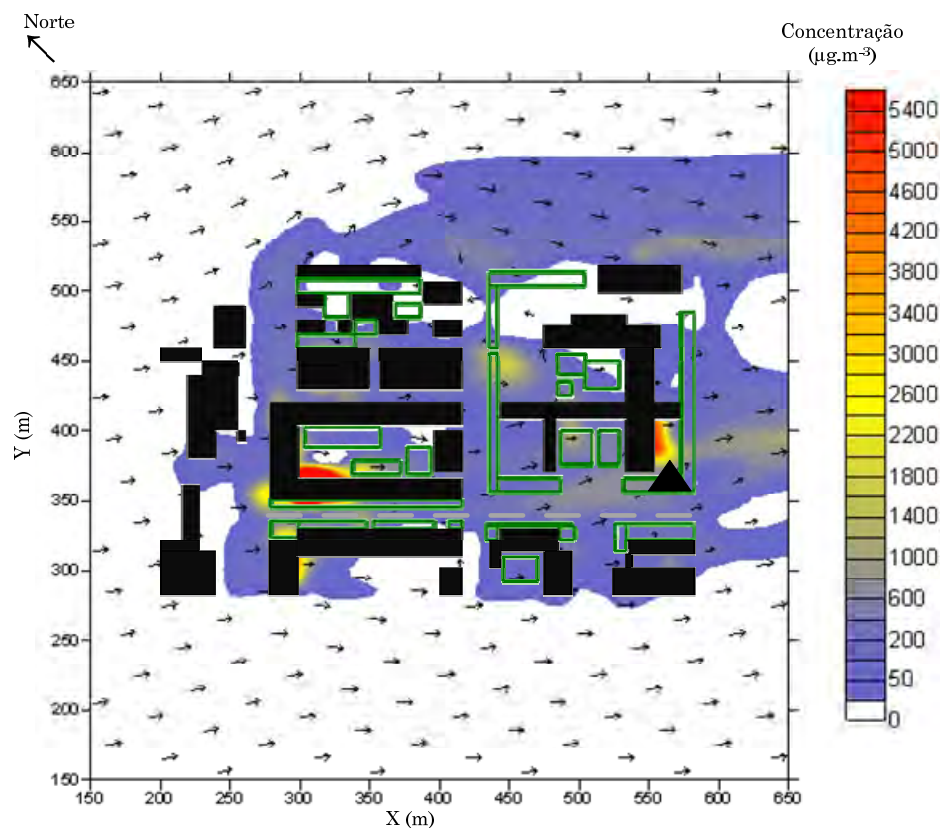


Figura 26: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO para o período das 10:00 às 11:00, com o módulo URVEGE. Os blocos a preto representam os edifícios e os blocos com tracejado a verde representam as árvores presentes no domínio de cálculo.

Para as simulações representadas na figura 25 e 26, o vento à entrada do domínio é de Oeste e com velocidade de $8,2 \text{ m.s}^{-1}$. Nesse sentido verifica-se que o poluente é arrastado, como resultado da circulação de ventos sobre o domínio, para Este. Os valores mais elevados de concentração verificam-se, de acordo com o esperado, ao longo da Avenida 25 de Abril, sobre a rotunda e na rua Almeida Garrett, paralelamente à Escola Secundária. A zona da escola apresenta máximos de concentração de poluente a atingir os $3000 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Perante os resultados obtidos verifica-se que as concentrações mais elevadas de CO estão localizadas, de acordo com o esperado, na proximidade das fontes emissoras, e em particular nas zonas de recirculação de alguns edifícios, que favorecem a ocorrência de *hot-spots*.

O campo de concentração representado na figura 25 traduz o efeito da configuração do *street canyon* na dispersão, com a formação de *hot-spots* a NE da rotunda, na Avenida 25 de Abril e na Rua Almeida Garrett. A concentração registada no caso em que as árvores estão presentes, figura 26, aumenta o *hot-spot* na área interna do conjunto de edifícios a Oeste da Rua Almeida Garrett e a Norte da Avenida 25 de Abril. Em relação à Avenida 25 de Abril os níveis de concentração são significativamente mais baixos.

Para a Avenida 25 de Abril a razão para a redução dos níveis de concentração de CO, ao longo desta é de facto motivada pela presença de árvores.

A zona lateral da escola apresenta aqui uma situação crítica. Sem a presença da vegetação na frente da escola os valores registados são da ordem dos $3000 \mu\text{g.m}^{-3}$. Com a introdução do efeito da vegetação este cenário agrava-se chegando a atingir valores de $5000 \mu\text{g.m}^{-3}$. Esta situação específica pode indicar que a influência das árvores pode beneficiar a dispersão de poluentes, no entanto, em função da localização destes elementos urbanos o efeito pode ser contrário. As árvores existentes entre os blocos da frente da Escola Secundária não favorecem a dispersão e juntamente com a influência dos edifícios dificultam a dispersão. Esta observação é fundamentada pela análise feita para a representação do escoamento. A zona com concentrações mais elevadas corresponde à zona onde se verifica um aumento da velocidade do vento com a presença de árvores.

Para fundamentar a análise anterior apresenta-se na figura 27 a representação de um corte vertical em XZ.

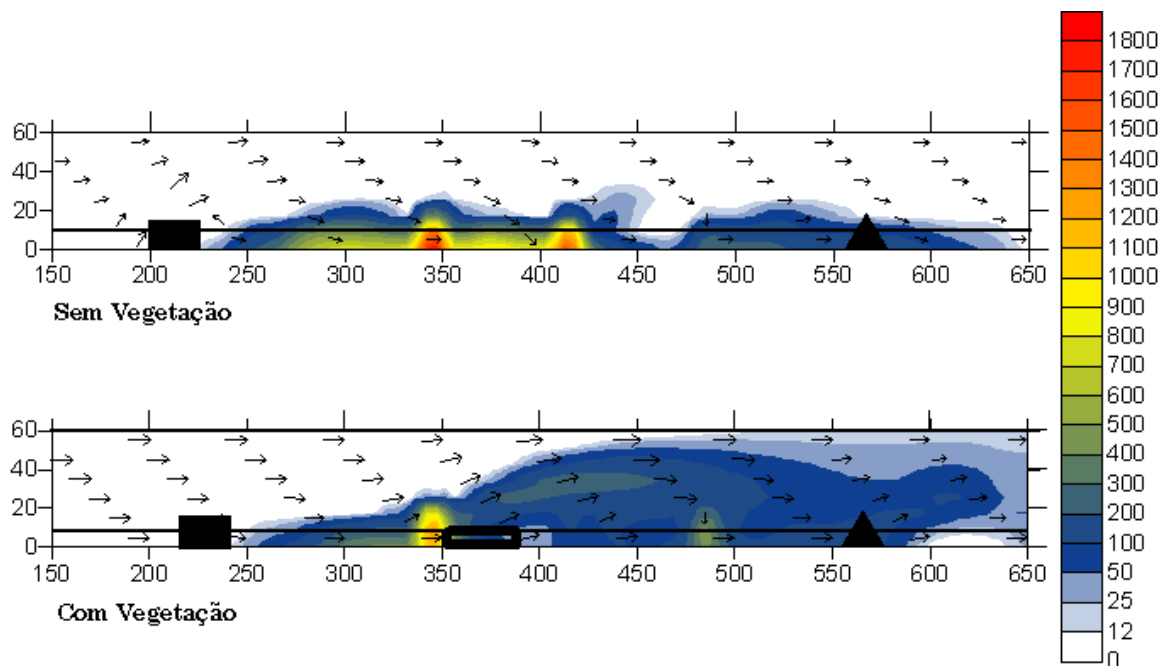


Figura 27: Representação do campo vertical para os valores de concentração de CO para o período das 10:00 às 11:00. O rectângulo preto representa um edifício, o rectângulo sem preenchimento representa uma árvore e o triângulo a EQA.

O corte vertical que deu origem à figura 27 foi feito ao longo da Avenida 25 de Abril. Na figura 27 é visível a acumulação de poluente no lado Oeste do domínio. O tipo de circulação é diferente para as duas situações analisadas, ausência e presença de vegetação, tendo como consequência um comportamento diferente na dispersão do poluente. No caso da presença de vegetação o poluente ascende significativamente do lado Oeste, comportamento que não se regista no caso da ausência de vegetação. Este comportamento revela que a presença de vegetação favorece a ascensão do poluente, facilitando a interação entre solo-atmosfera.

Relativamente aos campos de concentrações de PM₁₀, representa-se na figura 28 o resultado da simulação com o VADIS, num plano horizontal do domínio de simulação para o período das 15:00 às 16:00. Nas figuras 29 representa-se o campo de concentração, desenhado a partir dos resultados da simulação com o VADIS e VADIS/URVEGE, num plano horizontal do domínio de simulação para o período das 15:00 às 16:00.

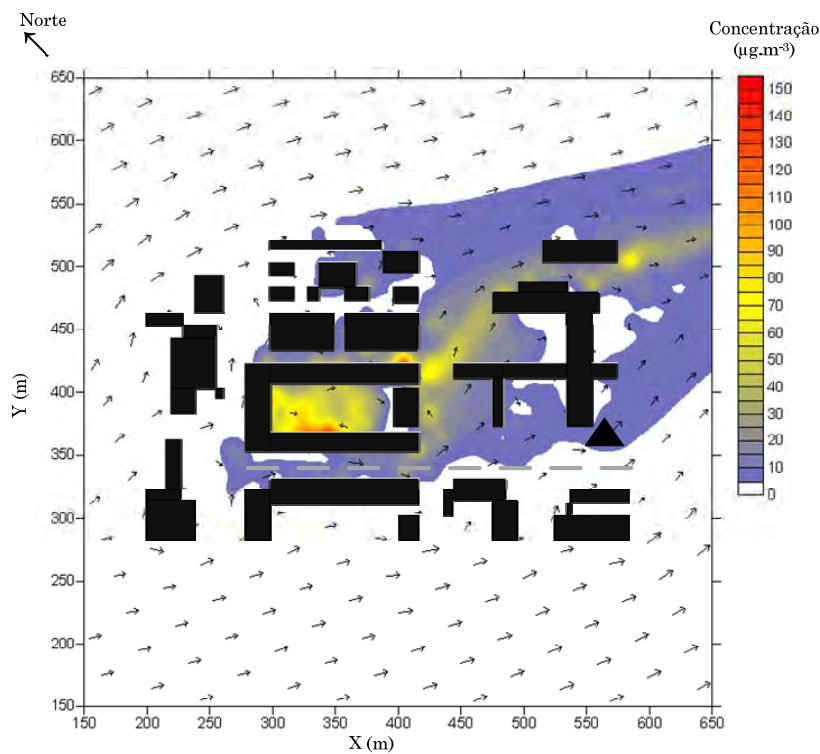


Figura 28: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 para o período das 15:00 às 16:00, sem o módulo URVEGE. Os blocos a preto representam os edifícios presentes no domínio de cálculo.

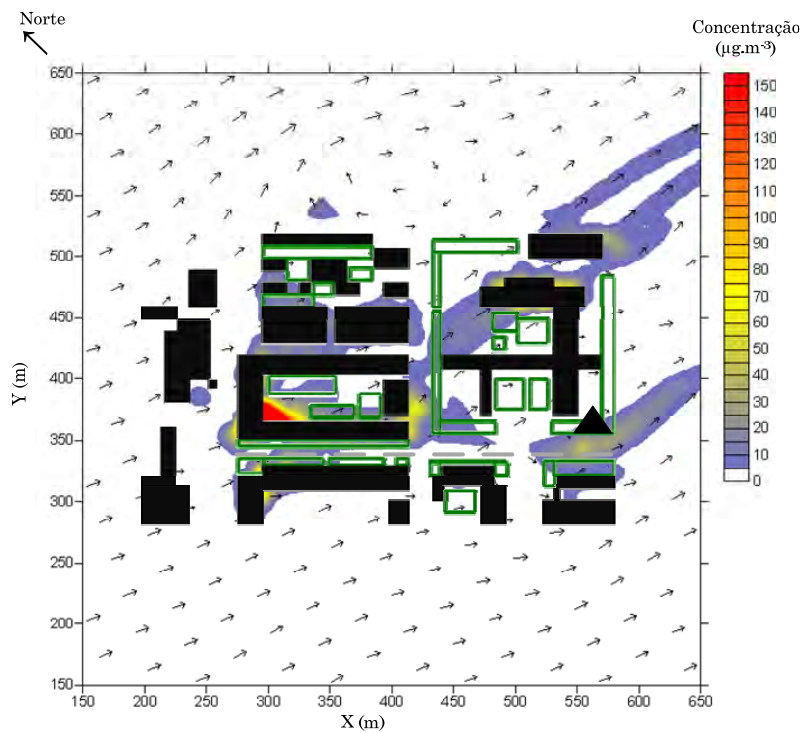


Figura 29: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 para o período das 15:00 às 16:00, com o módulo URVEGE. Os blocos a preto representam os edifícios e os blocos a verde representam as árvores presentes no domínio de cálculo.

Para as simulações representadas nas figuras 28 e 29, o vento à entrada do domínio é de SW e com velocidade de $8,7 \text{ m.s}^{-1}$. Nesse sentido verifica-se que o poluente é arrastado, como resultado da circulação de ventos sobre o domínio, para NE. Os valores mais elevados de concentração de PM10 registam-se para a Rua Almeida Garrett sem a consideração do efeito da vegetação. No entanto, os níveis de concentração reduzem quando simulado o efeito da vegetação.

Há um *hot-spot* no aglomerado de edifícios a Oeste da Rua Almeida Garrett e a Norte da Avenida 25 de Abril, que é atenuado com a presença de vegetação. Neste caso a zona de recirculação deste aglomerado de edifícios favorece a ocorrência de *hot-spots*. No entanto, a presença de árvores na parte interior deste aglomerado favorece a dispersão de poluentes atenuando o referido *hot-spot*.

A qualidade do ar é afectada na Avenida 25 de Abril na zona da EQA, o que não se verifica com a ausência de árvores. Neste contexto, e para as PM10, a qualidade do ar pode ser afectada pela presença de árvores em determinado ponto do domínio.

Para apoiar a interpretação dos resultados apresentados apresentam-se de seguida nas figuras 30 e 31 representações do promenor do *hot-spot* identificado anteriormente para o plano horizontal de concentração de PM10.

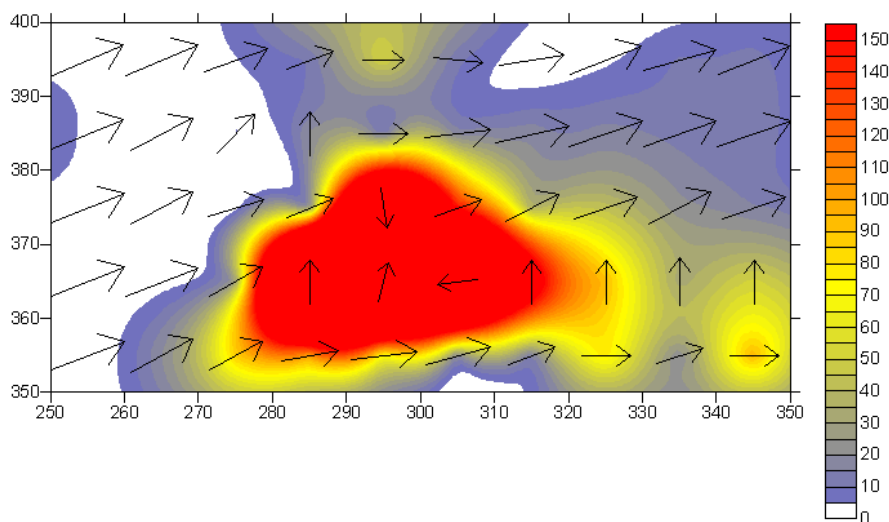


Figura 30: Pormenor do *hot-spot* para os valores de concentração de PM10 sem o módulo URVEGE.

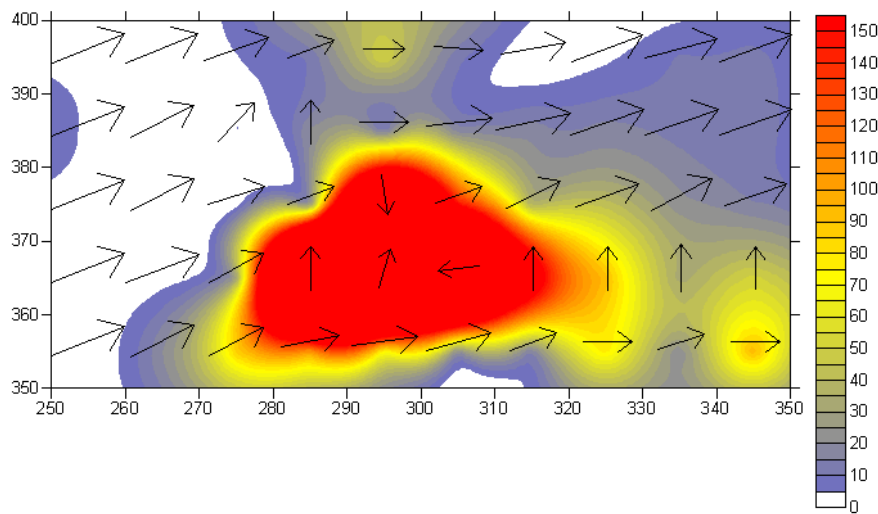


Figura 31: Pormenor do *hot-spot* para os valores de concentração de PM10 com o módulo URVEGE.

Nas figuras 32 e 33 apresenta-se em pormenor, relativamente ao campo horizontal, o *hot-spot* para os valores de concentração de CO.

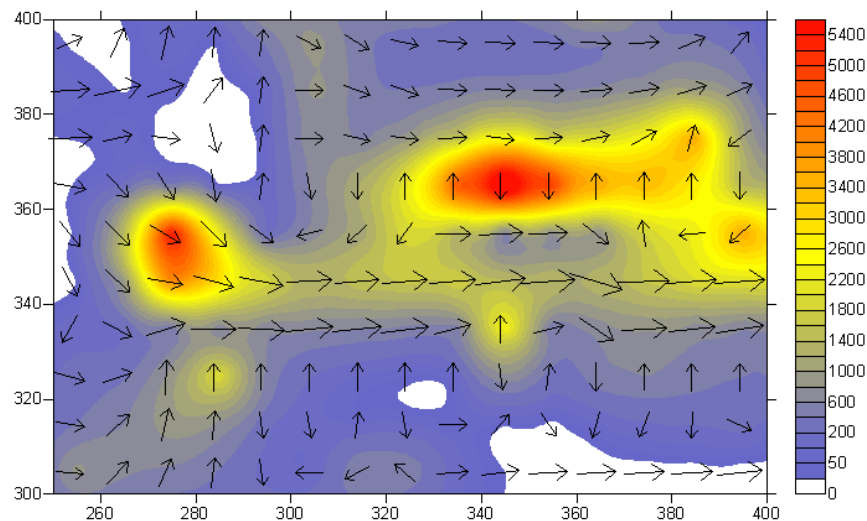


Figura 32: Pormenor do *hot-spot* para os valores de concentração de CO sem o módulo URVEGE.

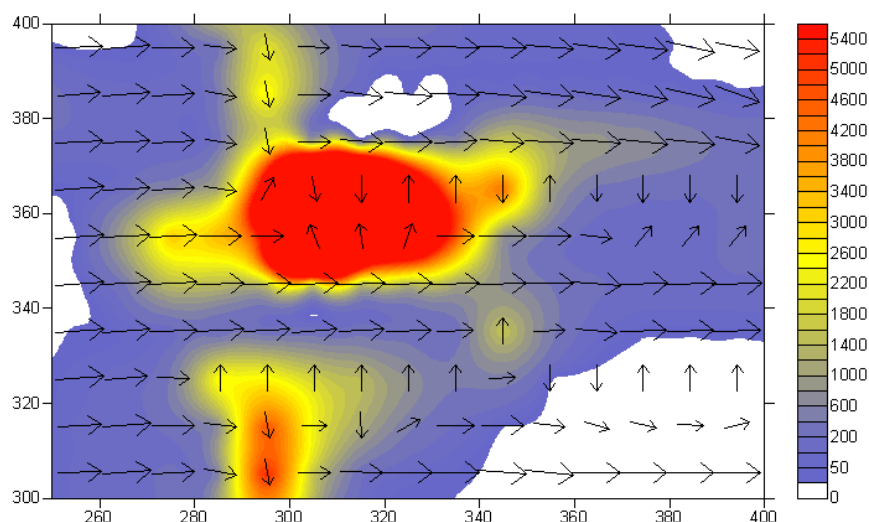


Figura 33: Pormenor do *hot-spot* para os valores de concentração de CO com o módulo URVEGE.

Da análise das figuras (30, 31, 32 e 33) verifica-se que o padrão de circulação dos ventos, indicado pelas setas, influencia directamente a formação de *hot-spots*. A acumulação de poluentes num dado ponto do domínio de cálculo é proporcionada pelas recirculações do escoamento.

5.4. Análise estatística dos valores de qualidade do ar simulados e medidos

Para o CO foram realizadas simulações para 31 horas, no sentido de obter dados suficientes para o cálculo de médias de oito horas consecutivas. Como tal o período de simulação foi relativo às 24 horas do dia 5 de Maio de 2004 e as últimas 7 horas do dia 4 de Maio de 2004 (17:00 -24:00). As simulações foram realizadas, inicialmente, com o VADIS e depois com o VADIS incluindo o módulo URVEGE. Os resultados estão representados, para todo o período temporal, no anexo B, aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para a estimativa das concentrações de CO sem o módulo URVEGE e no anexo C, aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para a estimativa das concentrações de CO com o módulo URVEGE.

Na figura 34 está representada a variação dos valores médios horários das concentrações de CO medidas, simuladas com o VADIS e simuladas com o VADIS com o módulo URVEGE, ao longo do período de simulação, juntamente com os valores médios horários das emissões de CO para a principal via considerada no domínio de cálculo, a Avenida 25 de Abril.

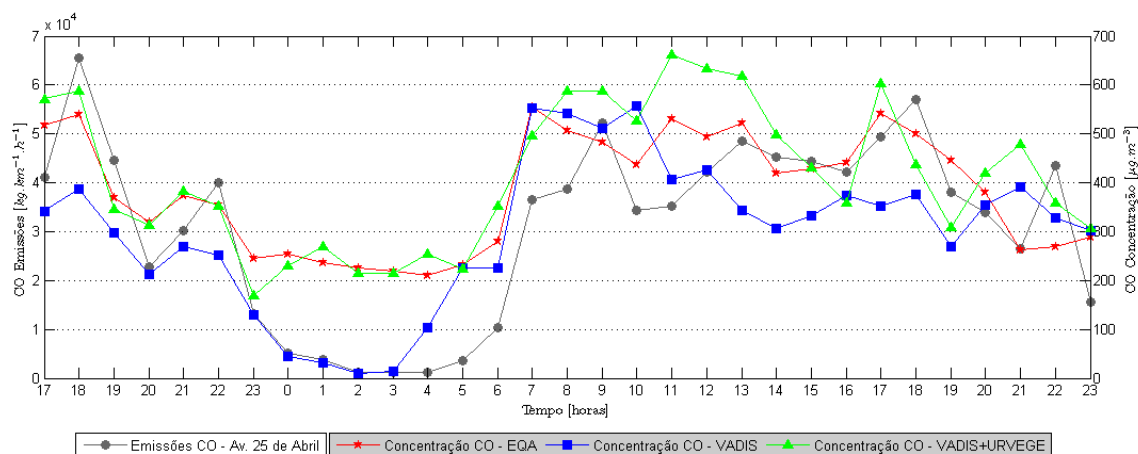


Figura 34: Gráfico comparativo da evolução temporal dos valores médios horários das emissões de CO ($\text{kg.km}^{-1}.\text{h}^{-1}$) calculadas pelo TREM para a Avenida 25 de Abril e da concentração de CO ($\mu\text{g.m}^{-3}$) medidos na EQA, simulados pelo VADIS e simulados pelo VADIS com o módulo URVEGE.

Os valores de qualidade do ar (concentração de CO) representados na figura 34 são para o mesmo ponto no domínio de cálculo, correspondente à localização da EQA.

De acordo com o previsto, no que respeita à dinâmica do tráfego rodoviário no domínio de cálculo, verificou-se um aumento das emissões de CO a partir das 6:00 do dia 5 de Maio e um decaimento significativo após as 19:00, à excepção do valor para as 22:00, que apresenta uma emissão consideravelmente elevada. No período do dia 4 de Maio as emissões são elevadas, sendo que o período considerado corresponde a um período de elevado tráfego até às 18:00. No período nocturno, das 23:00 do dia 4 de Maio até às 6:00 do dia 5 de Maio as emissões de CO são bastante reduzidas.

No que respeita às condições meteorológicas, como descrito no capítulo 4, a direcção do vento manteve-se aproximadamente constante. A velocidade do vento variou, durante o período de simulação, entre um mínimo de $4,7 \text{ m.s}^{-1}$ às 23:00 e $9,7 \text{ m.s}^{-1}$ às 03:00. As oscilações verificadas na velocidade do vento podem influenciar os resultados obtidos com as simulações.

Pela análise da figura 34 comparando os valores monitorizados e os valores simulados com o VADIS sem o módulo URVEGE verifica-se que para o período das 7:00 às 9:00 o modelo sobrestima ligeiramente as concentrações de CO. Para o restante período os valores das concentrações simulados são sempre inferiores aos valores das concentrações monitorizados na EQA.

Este comportamento pode ser explicado pelo facto, e no contexto deste estudo, do modelo não contemplar o efeito da vegetação.

Para além disso, verifica-se que na generalidade o modelo apresenta melhor desempenho nas situações correspondentes às horas com volume de tráfego mais elevado. Sendo o VADIS um modelo à escala local vocacionado para a simulação das emissões provenientes do tráfego rodoviário, verifica-se que o modelo apresenta bom desempenho. No entanto, nas horas de reduzido volume de tráfego rodoviário as concentrações simuladas são reduzidas por comparação com as medidas o que indica que há concentrações, que não provêm do tráfego rodoviário, presentes em ambiente urbano que não são contabilizadas pelo modelo. Acrescenta-se o facto da EQA se localizar junto a um cruzamento com semáforos, o que intensifica as emissões junto à EQA.

As diferenças verificadas entre valores medidos e simulados podem também ser explicadas pela incerteza associada aos dados de entrada, com importância maior para os dados meteorológicos e dados de emissões. Pode haver um erro associado com a consideração de valores médios horários de velocidade e direcção do vento, admitindo condições estacionárias na execução das simulações horárias.

Sendo assim verifica-se que há efeitos físicos que na realidade influenciam o escoamento e a dispersão que não são contemplados no modelo VADIS.

Para os valores simulados com o VADIS incluindo o módulo URVEGE e comparando com os valores medidos na EQA verifica-se que os valores simulados acompanham, ao longo do período de simulação, os valores medidos o que indica um melhor desempenho do modelo. O modelo com o módulo URVEGE sobrestima os valores de concentração de CO para as 20:00 e 21:00 h e para o período das 8:00 às 14:00 h.

Comparando os resultados dos valores simulados com os valores monitorizados, para o CO, o modelo revela um bom desempenho.

A optimização do modelo com a introdução do módulo URVEGE será avaliada de seguida. No entanto, é visível no gráfico, comparando as três curvas de qualidade do ar que o modelo com o módulo URVEGE apresenta resultados, de um modo geral, mais próximos dos monitorizados.

Com o intuito de avaliar a incerteza associada à estimativa das concentrações de CO calcularam-se os desvios entre os níveis de concentração medidos e simulados em períodos de 8 horas, de acordo com o apresentado na figura 35, conforme descrito no Decreto-Lei n.º 111/2002 de 16 de Abril. Neste âmbito, para o CO foram calculadas as médias octo-horárias para os valores simulados e medidos. Este cálculo fez-se a partir

dos dados horários. O primeiro período de cálculo para o dia 5 de Maio de 2004 foi o decorrido entre as 17 horas do dia 4 de Maio de 2004 e a 1:00 hora desse dia. O último período de cálculo corresponde ao intervalo entre as 16:00 e as 24:00 horas do dia 5 de Maio de 2004.

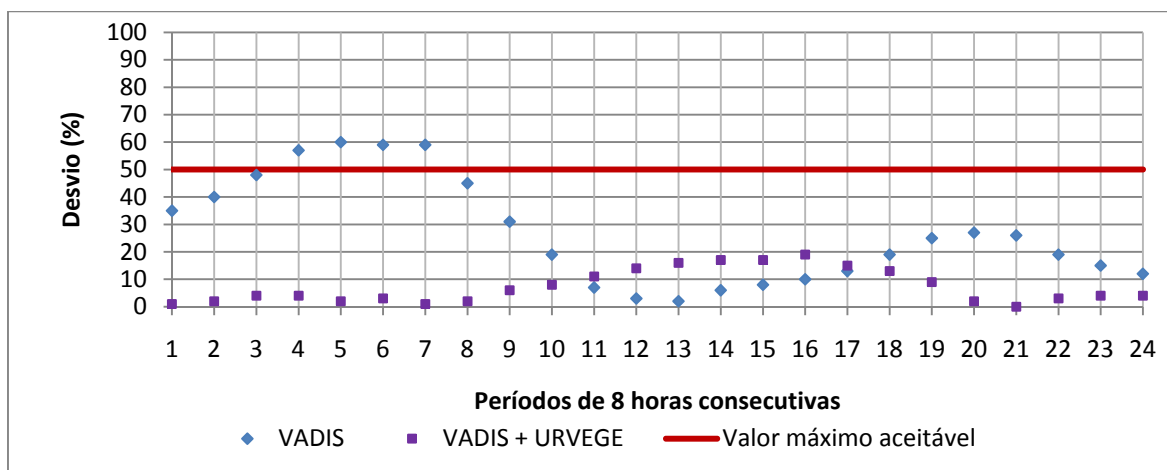


Figura 35: Desvios das médias octo-horárias das concentrações de CO simuladas pelo VADIS relativamente às médias octo-horárias das concentrações medidas na EQA. A azul e a roxo estão representados os desvios das simulações sem e com o módulo URVEGE, respectivamente. A linha a vermelho indica o valor máximo aceitável de incerteza para os valores simulados, de acordo com o definido no Decreto-Lei n.º 111/2002 de 16 de Abril.

O desvio máximo das médias octo-horárias das concentrações estimadas, sem considerar o efeito da vegetação, relativamente às medidas foi de 59,72% ocorrido no período das 21:00 às 5:00, sendo este superior ao máximo de 50% definido por lei. Verifica-se que para os resultados das simulações sem o efeito da vegetação existem quatro conjuntos de médias octo-horárias que ultrapassam o valor máximo aceitável de 50%. O desvio máximo das médias octo-horárias das concentrações estimadas, inferior ao valor máximo aceitável definido é de 47,70% registado no período das 19:00 às 3:00. O desvio médio calculado foi de 26, 92%. Analisando o gráfico é evidente a discrepância entre o desvio das simulações correspondentes aos 9 primeiros períodos, permitindo concluir que o modelo tem um pior desempenho no período nocturno. Uma das explicações apontadas como justificação deste comportamento é o acumular de concentrações de fundo no perímetro urbano, durante o período nocturno. Outra justificação possível relaciona-se com as emissões utilizadas, para as quais não foi aplicada qualquer metodologia de validação.

O desvio máximo das médias octo-horárias das concentrações estimadas, considerando o efeito da vegetação, relativamente às medidas foi de 18,89% registado no período das 8:00 às 16:00, sendo este inferior ao valor máximo aceitável de

incerteza. O desvio médio calculado foi de 7,33%. As maiores discrepâncias observadas, embora mais ligeiras que no caso da ausência da vegetação, registam-se para os períodos 11 a 19, variando entre 10 e 20%, aproximadamente. No caso da modelação do efeito da vegetação pelo VADIS com o módulo URVEGE regista-se um pior desempenho no período ao início da tarde (12:00 – 16:00).

No conjunto verifica-se que com a introdução do módulo URVEGE há uma redução significativa, na generalidade, da incerteza associada o que permite concluir que a consideração do efeito da vegetação optimiza o desempenho do modelo. Esta análise permite concluir que, efectivamente, a vegetação urbana perturba o escoamento atmosférico, com consequências na dispersão de poluentes.

Em termos quantitativos, a qualidade das simulações realizadas foi também avaliada através da análise dos parâmetros estatísticos expostos na tabela 4, com base no *Standard Guide for Statistical Evaluation of Atmospheric Dispersion Model Performance* [ASTM International, 2000; Chang e Hanna, 2005].

Tabela 4: Gama de parâmetros estatísticos e critérios de avaliação dos mesmos para avaliação do desempenho do modelo. Por desvio entende-se a diferença entre o valor simulado (S) e o valor medido (M) no período temporal em análise.

Parâmetros estatísticos	Equação	Critério de aceitabilidade	Valor ideal	Unidades
Desvio médio	$d = \bar{d}_i = \overline{S_i - M_i}$	—	—	[$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
Média geométrica do desvio	$MG = \exp(\overline{\ln M_i} - \overline{\ln S_i})$	$0.7 < MG < 1.3$	1.0	[$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
Variância Geométrica	$VG = \exp\left[\overline{(\ln M_i - \ln S_i)^2}\right]$	$VG < 4$	1.0	[$(\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^2$]
Desvio fraccionado	$FB = \frac{\sum_i (S_i - M_i)}{0.5 \cdot \sum_i (S_i + M_i)}$	$ FB < 0.3$	0.0	—
Erro quadrático médio normalizado	$NMSE = \frac{\overline{(S_i - M_i)^2}}{\bar{M} \bar{S}}$	$NMSE < 1.5$	0.0	—
Coefficiente de Pearson	$r = \frac{\sum (M_i - \bar{M})(S_i - \bar{S})}{\left[\sum (M_i - \bar{M})^2 \cdot \sum (S_i - \bar{S})^2\right]^{1/2}}$	Não definido	1.0	—

Na tabela 5 encontram-se os valores calculados para os diferentes parâmetros estatísticos apresentados na tabela 4. Os resultados da tabela 5 são relativos aos valores simulados e monitorizados para o CO no período definido de 31 horas.

Tabela 5: Parâmetros estatísticos relativos à avaliação do desempenho do modelo para o CO.

Parâmetros estatísticos	Critério de aceitabilidade	Valor ideal	VADIS	VADIS (URVEGE)
Desvio médio	—	—	-74,4	38,4
Média geométrica do desvio	$0.7 < MG < 1.3$	1.0	1,6	0,91
Variância Geométrica	$VG < 4$	1.0	2,91	1,04
Desvio fraccionado	$ FB < 0.3$	0.0	$ -0,386 $	0,083
Erro quadrático médio normalizado	$NMSE < 1.5$	0.0	0,14	0,05
Coefficiente de Pearson	Não definido	1.0	0,778	0,844

Na tabela 5 a coluna designada por VADIS refere-se aos resultados das simulações sem consideração do efeito da vegetação. A coluna designada por VADIS (URVEGE) refere-se aos resultados das simulações com introdução do módulo, portanto, considerando o efeito da vegetação.

No que respeita à avaliação da qualidade do ar sem o efeito da vegetação verifica-se que o valor do desvio médio tem sinal negativo, o que indica uma tendência do modelo para subestimar as concentrações de CO no local da EQA.

Com o efeito da vegetação verifica-se que o valor do desvio médio tem sinal positivo, o que indica que uma ligeira tendência para sobreestimar os valores de concentração simulados.

No que respeita à média geométrica do desvio o valor obtido para as simulações com o VADIS encontra-se fora da gama de aceitabilidade e, por sua vez, o valor obtido para as simulações como o VADIS, utilizando o módulo URVEGE, encontra-se dentro da gama de aceitabilidade.

Para a variância geométrica ambos os valores obtidos cumprem o critério de aceitabilidade, no entanto, nas simulações com o módulo URVEGE o valor encontra-se mais próximo do valor ideal.

A análise do desvio fraccionado demonstra um valor para a simulação com o módulo URVEGE muito próximo do valor ideal e um valor para o VADIS, sem o efeito da vegetação ligeiramente acima do critério de aceitabilidade.

Para o erro quadrático médio normalizado ambos os valores são aceitáveis, embora o valor para o VADIS (URVEGE) seja bastante bom.

O coeficiente de Pearson para os valores das simulações com o VADIS (URVEGE) encontra-se mais próximo do ideal do que para os valores das simulações com o VADIS.

Em suma, a consideração do efeito exercido pelas árvores sobre o escoamento e na dispersão apresenta uma maior proximidade da realidade. No entanto, embora não muito significativa, o modelo com o módulo URVEGE apresenta uma tendência ligeira para sobrestimar os valores de concentração em relação aos valores monitorizados.

Para avaliar a relação entre os valores simulados apresenta-se, seguidamente, na figura 36 o gráfico da correlação entre os valores monitorizados e os valores simulados sem a introdução do módulo URVEGE. Na figura 37 apresenta-se o gráfico da correlação entre os valores monitorizados e os valores simulados com a introdução do módulo URVEGE.

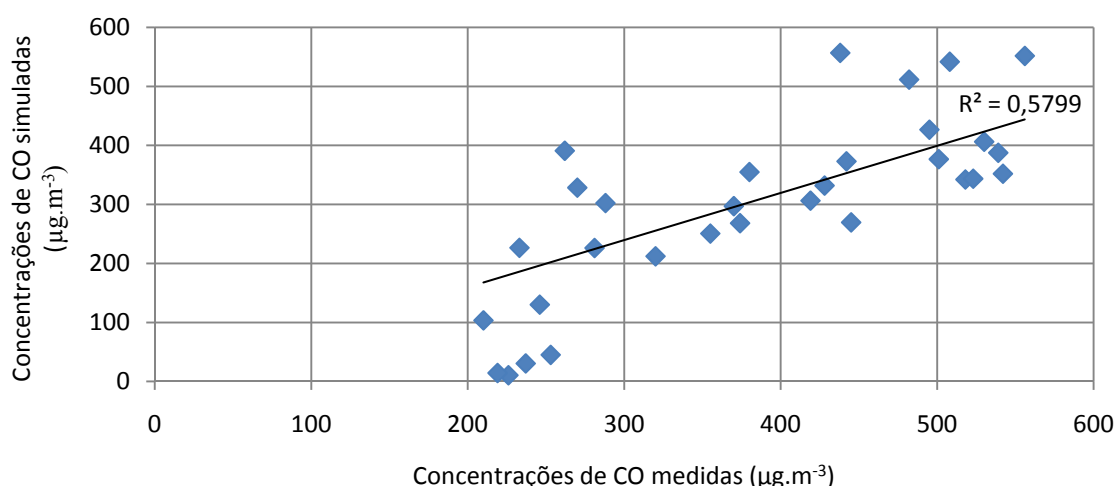


Figura 36: Correlação entre os valores medidos na EQA e os simulados pelo VADIS.

A recta de correlação, matematicamente, representa uma correlação óptima entre valores medidos e simulados. De acordo com o coeficiente r^2 (valor ideal igual a 1)

obtido verifica-se que os dados apresentam uma correlação média ou moderada. No entanto, e analisando a figura 36, verifica-se uma dispersão de valores, de acordo com o esperado, devida às variações diárias das concentrações de poluentes atmosféricos, associadas às dinâmicas das fontes de emissão.

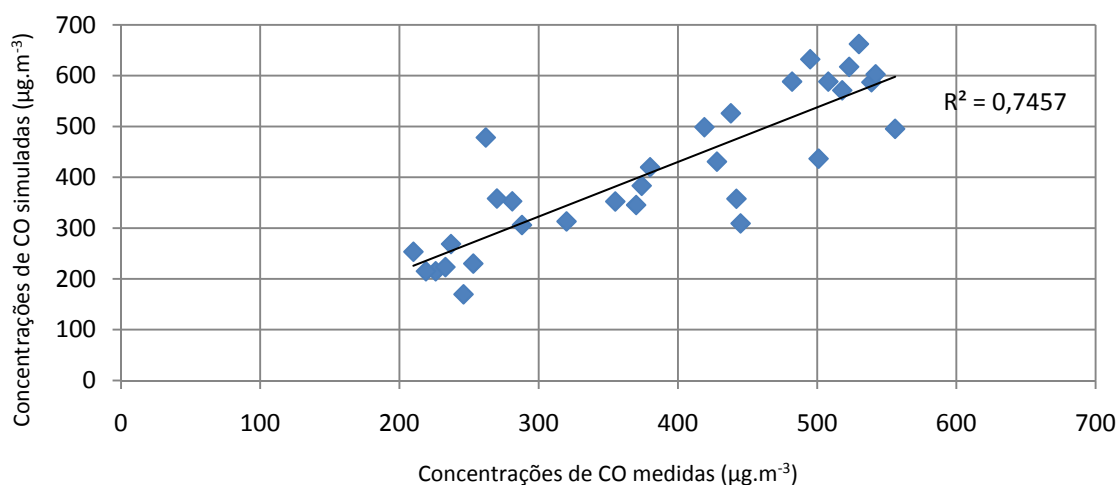


Figura 37: Correlação entre os valores medidos na EQA e os valores simulados pelo VADIS com o módulo URVEGE.

De acordo com o coeficiente r^2 obtido, apresentado na figura 37, verifica-se que os dados apresentam uma correlação boa.

Esta é mais uma análise que evidencia a optimização dos resultados simulados com a introdução do módulo URVEGE.

Para PM10 foram realizadas simulações para 24 horas consecutivas para o período relativo às 24 horas do dia 5 de Maio de 2004. As simulações foram realizadas, inicialmente, com o VADIS e depois com o VADIS incluindo o módulo URVEGE. Os resultados estão representados, para todo o período temporal, no anexo D, aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para a estimativa das concentrações de PM10 sem o módulo URVEGE e no anexo E, aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para a estimativa das concentrações de PM10 com o módulo URVEGE.

Na figura 38 está representada a variação dos valores médios horários das concentrações de PM10 medidas, simuladas com o VADIS e simuladas com o VADIS com o módulo URVEGE, ao longo do período de simulação, juntamente com os valores médios horários das emissões de PM10 para a principal via considerada no domínio de cálculo a Avenida 25 de Abril.

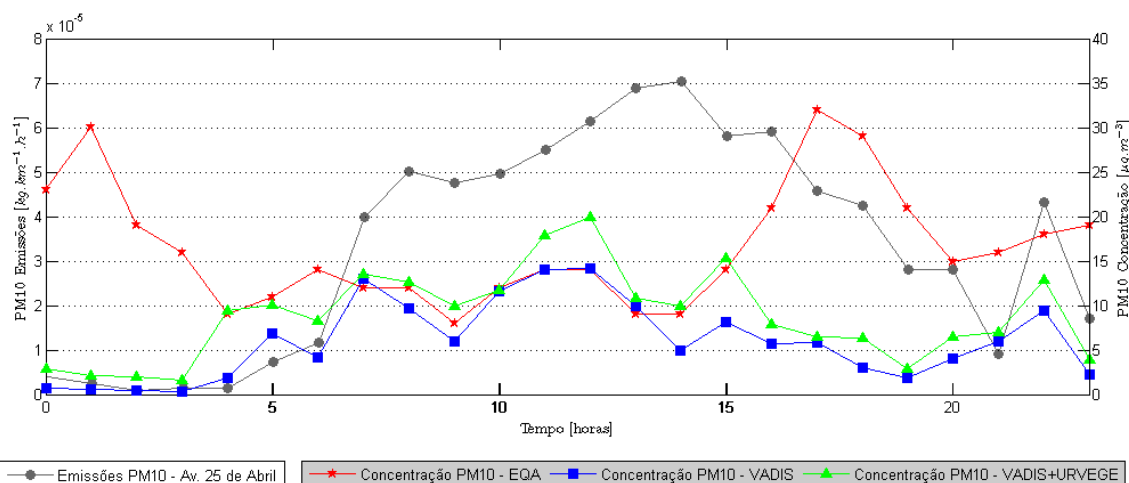


Figura 38: Gráfico comparativo da evolução temporal dos valores médios horários das emissões de PM10 ($\text{kg.km}^{-1}.\text{h}^{-1}$) calculadas pelo TREM para a Avenida 25 de Abril e da concentração de PM10 ($\mu\text{g.m}^{-3}$) medidos na EQA, simulados pelo VADIS e simulados pelo VADIS com o módulo URVEGE.

Os valores de qualidade do ar (concentração de PM10) representados na figura 38 são para o mesmo ponto no domínio de cálculo, correspondente à localização da EQA.

De acordo com o previsto, no que respeita à dinâmica do tráfego rodoviário no domínio de cálculo, verificou-se um aumento das emissões de PM10 a partir das 5:00 do dia 5 de Maio e um decaimento significativo após as 18:00, à excepção do valor para as 22:00, que apresenta uma emissão consideravelmente elevada. No período nocturno, até às 5:00 do dia 5 de Maio as emissões de PM10 são bastante reduzidas.

No que respeita às condições meteorológicas, como descrito no capítulo 4, a direcção do vento manteve-se aproximadamente constante. A velocidade do vento variou, durante o período de simulação, entre um mínimo de $4,7 \text{ m.s}^{-1}$ às 23:00 e $9,7 \text{ m.s}^{-1}$ às 03:00. As oscilações verificadas na velocidade do vento podem influenciar os resultados obtidos com as simulações.

Pela análise da figura 38 comparando os valores monitorizados e os valores simulados com o VADIS sem o módulo URVEGE verifica-se que para o período das 0:00 às 6:00 o modelo subestima significativamente as concentrações de PM10. Para o período das 14:00 às 23:00 os valores das concentrações simulados são bastante inferiores aos valores das concentrações monitorizados na EQA.

Para os valores simulados com o VADIS incluindo o módulo URVEGE e comparando com os valores medidos na EQA verifica-se que o modelo subestima consideravelmente as concentrações de PM10 das 0:00 às 3:00 e das 16:00 às 23:00. O

modelo sobrestima as concentrações de PM10 das 11:00 às 14:00, período com volume de tráfego e emissões correspondentes elevados.

Comparando os resultados dos valores simulados com os valores monitorizados, para as PM10, o modelo revela um pior desempenho, por comparação com o desempenho para o CO.

O comportamento demonstrado na figura 38 para os valores das simulações, para os dois casos, indica claramente a presença de fontes pontuais, distintas do tráfego rodoviário que influenciam os resultados de qualidade do ar monitorizados na EQA. As emissões calculadas são evidência clara disso. Quando comparados os valores das emissões de PM10 e os valores de concentração de PM10 medidos registam-se as discrepâncias observadas em relação aos valores simulados.

A optimização do modelo com a introdução do módulo URVEGE será avaliada de seguida. No caso das PM10 a optimização do modelo com a introdução do módulo URVEGE não é tão visível nem tão expressiva, como para o caso do CO.

Em termos quantitativos, a qualidade das simulações realizadas foi também avaliada através da análise dos parâmetros estatísticos.

Na tabela 6 encontram-se os valores calculados para os diferentes parâmetros estatísticos apresentados na tabela 4. Os resultados da tabela 6 são relativos aos valores simulados e monitorizados para as PM10 no período de simulação.

Tabela 6: Parâmetros estatísticos relativos à avaliação do desempenho do modelo para as PM10.

Parâmetros estatísticos	Critério de aceitabilidade	Valor ideal	VADIS	VADIS (URVEGE)
Desvio médio	—	—	-10,52	-7,72
Média geométrica do desvio	$0.7 < MG < 1.3$	1.0	3,9	2,0
Variância Geométrica	$VG < 4$	1.0	34,96	4,51
Desvio fraccionado	$ FB < 0.3$	0.0	0,9	0,65
Erro quadrático médio normalizado	$NMSE < 1.5$	0.0	1,9	1,1
Coeficiente de Pearson	Não definido	1.0	-0,431	-0,099

Na tabela 6 a coluna designada por VADIS refere-se aos resultados das simulações sem consideração do efeito da vegetação. A coluna designada por VADIS (URVEGE) refere-se aos resultados das simulações com introdução do módulo, considerando o efeito da vegetação.

No que respeita à avaliação da qualidade do ar sem e com o efeito da vegetação verifica-se que o valor do desvio médio tem sinal negativo, o que indica uma tendência do modelo para subestimar as concentrações de PM10 no local da EQA. O comportamento é semelhante para os resultados do VADIS e do VADIS com o módulo URVEGE.

No que respeita à média geométrica do desvio os valores obtidos para as simulações com o VADIS e com o VADIS, utilizando o módulo URVEGE, encontram-se fora da gama de aceitabilidade.

Para a variância geométrica ambos os valores obtidos ultrapassam o critério de aceitabilidade, no entanto, nas simulações com o módulo URVEGE o valor encontra-se mais próximo de atingir o limite do critério de aceitabilidade.

A análise do desvio fraccionado demonstra um valor para ambas as situações acima do critério definido.

Para o erro quadrático médio normalizado o valor obtido para o VADIS encontra-se acima do critério estabelecido e o valor obtido para o VADIS com o módulo URVEGE encontra-se dentro do critério de aceitabilidade.

O coeficiente de Pearson para os valores das simulações com o VADIS (URVEGE) e para os valores das simulações com o VADIS encontra-se afastado do valor ideal.

Em suma, a consideração do efeito exercido pelas árvores sobre o escoamento e na dispersão apresenta um melhor desempenho do modelo. No entanto, no caso das PM10 ambos os modelos apresentam resultados de menor proximidade com a realidade.

6. Conclusões

Com o intuito de avaliar os efeitos induzidos pela vegetação urbana no escoamento e na dispersão foi desenvolvido o módulo URVEGE. Para a construção desta ferramenta foi editado o código do módulo FLOW do modelo VADIS.

Após a introdução do módulo desenvolvido no VADIS procedeu-se à validação do modelo desenvolvido. Neste contexto procedeu-se a uma avaliação dos resultados de escoamento e de qualidade do ar.

As simulações realizadas, no âmbito do presente trabalho de dissertação, demonstram que a qualidade do ar depende, fortemente, do tipo e configuração do *street canyon*, da meteorologia, da intensidade de tráfego e também da presença de vegetação. Especificamente para a vegetação com o módulo desenvolvido e introduzido no modelo VADIS foi possível adicionar efeitos que afectam o escoamento e dispersão ao modelo, o que atribui ao modelo mais qualidade.

Os resultados fornecidos pela estação de monitorização de qualidade do ar evidenciam que o limite legal do CO (DL 111/ 2002) nunca foi ultrapassado no período em análise. No entanto, avaliando os resultados das simulações, e principalmente das simulações com o módulo URVEGE, verifica-se que, efectivamente, nas coordenadas onde se localiza a estação os valores de concentração não ultrapassam o limite legal, apesar de se verificar em diversos pontos do domínio, essencialmente, na Avenida 25 de Abril, a formação de *hot-spots* que atingem valores bastante superiores ao limite legal. Na simulação da dispersão para PM10 para o período 15:00 às 16:00 regista-se um valor de concentração máxima de $150 \mu\text{g.m}^{-3}$, valor superior ao limite legal de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ definido no Decreto-Lei n.º 111/2002. Esta evidência demonstra a importância das simulações de qualidade do ar à escala local, como complemento à monitorização.

Em termos de escoamento verificou-se uma atenuação da velocidade do vento, principalmente ao longo da Avenida 25 de Abril. No entanto, para determinados pontos do domínio de cálculo verifica-se um aumento da velocidade do vento. Estes resultados comprovam a falta de conhecimento em matéria de perturbações induzidas pela vegetação urbana no escoamento, ponto de partida para a realização deste trabalho.

Relativamente à dispersão, de um modo geral, é favorecida com a presença de árvores. Há situações em que a qualidade do ar é afectada pela presença de árvores, correspondentes às situações em que a intensidade do vento aumenta.

Comparando a avaliação do desempenho do modelo para as simulações de CO e PM10 verifica-se que é bastante melhor para o caso do CO. Conclui-se, desta forma, que as PM10 sendo material particulado apresentam dificuldades maiores às capacidades dos modelos. Para além disso conclui-se a possibilidade de existência de fontes pontuais de poluição atmosféricas, que não provêm do tráfego, no domínio de cálculo definido.

Em suma para o CO os resultados obtidos com o novo módulo são bastante satisfatórios. Para as PM10 sugerem-se novos estudos para avaliar o desempenho do modelo, no sentido, de verificar quais as justificações para os resultados obtidos.

A importância deste tipo de estudo prende-se essencialmente com o auxílio à decisão, isto é, com aplicabilidade na fase de planeamento de um dado projecto, como seja, avaliar previamente as consequências, as vantagens e as desvantagens da introdução de um novo edifício ou de uma nova árvore num dado local, em detrimento de outro. Este tipo de estudos permite a decisores políticos mais informação disponível acerca do melhor local, melhor morfologia e arranjo da vegetação aquando da fase de projecto, tendo em conta a melhoria da qualidade do ar.

7. Referências bibliográficas

- Agência Europeia do Ambiente – Office for Official Publications of the European Communities [2007]. *Air Pollution in Europe 1994 – 2004*. Relatório No. 2/2007, Copenhaga – Dinamarca.
- Agência Europeia do Ambiente – Office for Official Publications of the European Communities [2009]. *EEA Signals 2009 – Key environmental issues facing Europe*. Copenhaga – Dinamarca.
- APA, Agência Portuguesa do Ambiente [2008]. *Relatório de Estado do Ambiente 2007*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento, do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa – Portugal.
- Amorim, JH; Miranda, AI & Borrego C [2004]. *Modelação numérica da dispersão de poluentes atmosféricos no centro de Lisboa*. Actas da VIII Conferência Nacional de Ambiente. Lisboa – Portugal.
- Amorim, JH; Miranda, AI & Borrego C [2005]. *The effect of vegetative canopy on urban air pollutants dispersion: an application to Lisbon city centre..* 14th International Conference, Transport and Air Pollution. Graz – Áustria.
- ASTM International [2000]. *Standard guide for statistical evaluation of atmospheric dispersion model performance*, D 6589 – 00. ASTM International. 17 pp..
- Baik, JJ & Kim, JJ [1999]. *A numerical study of flow and pollutant dispersion characteristics in urban street canyons*. Journal of Applied Meteorology, 38 [1576 – 1589].
- Baik, JJ & Kim, JJ [2000]. *A laboratory model of urban street-canyon flows*. Journal of Applied Meteorology, 39 [1592 – 1600].
- Bealey, WJ; McDonald, AG; Nemitz, E; Donovan, R; Dragosits, U; Duffy, TR & Fowler, D [2007]. *Estimating the reduction of urban PM₁₀ concentrations by trees within an environmental information system for planners*. Journal of Environmental Management, 85 [44 – 58].
- Borrego, C; Neuparth, N; Carvalho, AC; Carvalho, A; Miranda, AI; Costa, AM; Monteiro, A; Martins, H; Correia, I; Ferreira, J; Amorim, JH; Martins, J; Pinto, JR; Santos, J; Silva, JV; Valente, J; Simões, L; Lopes, M; Tchepel, O; Cascão, P; Mata, PL; Martins, P; Santos, P; Tavares, R; Nunes, T & Martins, V [2008]. *A Saúde e o Ar que respiramos – Um caso de estudo em Portugal*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa – Portugal.

- Borrego, C; Tchepel, O; Costa, AM; Amorim, JH & Miranda, AI [2003]. *Emission and dispersion modeling of Lisbon air quality at local scale*. Atmospheric Environment, 37 [5197 – 5205].
- Borrego, C; Tchepel, O; Costa, AM; Martins, H; Ferreira, J & Miranda AI [2006]. *Traffic-related particulate air pollution exposure in urban areas*. Atmospheric Environment, 40 [7205 – 7214].
- Bruse, M & Fleer, H [1998]. *Simulating Surface-Plant-Air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model*. Environmental Software and Modelling, 13 [373 – 384].
- Chang, JC & Hanna, SR [2005]. *Technical descriptions and user's guide for the BOOT statistical model evaluation software package*, version 2.0. 62 pp..
- Czáder, K; Balczó, M & Eichhorn [2009]. *Modelling of flow and dispersion in a street canyon with vegetation by means of numerical simulation*.
- Di Sabatino, S; Buccolieri, R; Pulvirenti, B & Britter, R [2007]. *Simulations of pollutant dispersion within idealised urban-type geometries with CFD and integral models*. Atmospheric Environment, 41 [8316 – 8329].
- EC [2008]. *Directiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa*.
- Eichhorn, J [1995]. *Validation of a Microscale Pollution Dispersal Model*. Proceedings of the 21st International Meeting on Air Pollution Modeling and its Application. Baltimore, Maryland – USA.
- Escobedo, F & Nowak, D [2009]. *Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest*. Landscape and Urban Planning, 90 [102-110].
- Feliciano, M; Maia, F; Rodrigues, F; Ribeiro, A; Gonçalves, A & Nunes L [2009]. *O Papel da Vegetação Urbana no Controlo das Concentrações de PM10*. Actas da Conferência “Qualidade do Ambiente Urbano: Novos Desafios”. Bragança – Portugal.
- FLUENT (2001) *FLUENT 6.0 User's Manual*; Fluent Inc.; Lebanon.
- Fundo das Nações Unidas [2007]. *Situação da População Mundial 2007 – Desencadeando o potencial do crescimento urbano*. UNFPA – Nova Iorque.
- Fenger, J; Hertel, O & Palmgren, F [1999]. *Urban Air Pollution – European Aspects*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht – Holanda.
- Gonçalves, A; Ribeiro, A; Nunes, L; Maia, F & Feliciano, M [2009]. *Green Space Influence on Thermal Comfort – Contrasting Approaches in the Assessment of*

- Conditions in Bragança (Portugal)*. Poster presented in the PLEA 2009 – Architecture Energy and the Occupant's Perspective. Québec – Canada.
- Gromke, C; Buccolieri, R; Di Sabatino, S & Ruck, B [2008]. *Dispersion study in a street canyon with tree planting by means of wind tunnel and numerical investigations – evaluation of CFD data with experimental data*. Atmospheric Environment, 42 [8640 – 8650].
- Gromke, C & Ruck, B [2007]. *Influence of trees on the dispersion of pollutants in an urban street canyon – experimental investigation of the flow and concentration field*. Atmospheric Environment, 41 [3387 – 3302].
- Gromke, C & Ruck B. [2009]. *On the impacts of trees on dispersion processes of traffic emissions in street canyons*. Boundary-Layer Meteorology, 131 [19 – 34].
- Hien, N & Jusuf SK [2008]. *GIS-based greenery evaluation on campus master plan*. Landscape and Urban Planning, 84 [166 – 182].
- Kastner-Klein, P; Berkowicz, R & Britter, R [2004]. *The influence of street architecture on flow and dispersion in street canyons*. Meteorology and Atmospheric Physics, 87 [121 – 131].
- Kastner-Klein, P; Fedorovich, E & Rotach, MW [2001]. *A wind tunnel study of organised and turbulent air motions in urban street canyons*. Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, 89 [849 – 861].
- Lalic, B & Mihailovic, DT [2004]. *An empirical relation describing Leaf-Area Density inside the Forest for Environmental Modelling*. Journal of Applied Meteorology, 7 [641 – 645].
- Lee, RL; Calhoun, RJ; Chan, ST; Leone, Jr. & Stevens, DE [2001]. *Modeling of building scale flow and dispersion*. Proceedings of the Third International Symposium on Environmental Hydraulics. USA.
- Li, XX; Liu, CH; Leung, DYC; Lam, KM [2006]. *Recent progress in CFD modelling of wind field and pollutant transport in street canyons*. Atmospheric Environment. 40 (5640 - 5658).
- Li, Z; Lin, JD & Miller DR [1990]. *Air flow over and through a forest edge: a steady-state numerical simulation*. Boundary Layer Meteorology. 51 (179 – 197).
- Liu, J; Chen, JM; Black, TA & Novak, MD [1996]. *E-ε modelling of turbulent air flow downwind of a model forest edge*. Boundary Layer Meteorology. 77 (21 – 44).

- Martins, A; Cerqueira, M; Ferreira, F; Borrego, C; Amorim, JH [2009]. *Lisbon air quality – evaluating traffic hot-spots*. Journal of Environment and Pollution (IJEP). 39 (306 – 320).
- Martins, JMM [1998]. *Dispersão de poluentes atmosféricos na esteira de um obstáculo em condições de vento fraco*. Dissertação de Doutoramento em Ciências Aplicadas ao Ambiente; Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento. Aveiro – Portugal. 196 pp..
- Miranda, AI; Tavares, R; Santos, J & Amorim, JH [2005]. *Analysis of vegetation effects on air pollutants dispersion within urban áreas*. 5th International Conference on Urban Air Quality (UAQ). Valência – Espanha.
- Mochida, A & Lun, IYF [2008]. *Prediction of wind environment and thermal comfort at pedestrian level in urban area*. Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, 96 [1498 – 1527].
- Mochida, A; Yoshino, H; Miyauchi, S & Mitamura, T [2006]. *Total analysis of cooling effects of cross-ventilation affected by microclimate around a building*. Solar Energy, 80 [371 – 382].
- MOPTC – Ministério do Ambiente, do Ordenamento, do Território e do Desenvolvimento Regional [2009]. *Plano Estratégico de Transportes 2008 – 2020*. Universidade Nova de Lisboa. Lisboa – Portugal.
- Nowak, D.J. & J.F. Dwyer. 2000. Understanding the benefits and costs of urban forest ecosystems. In: Kuser, John E., comp., ed. Handbook of urban and community forestry in the Northeast. New York, NY.
- Nowak, DJ; Crane, DE & Stevens, JC [2006]. *Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States*. Urban Forestry & Urban Greening, 4 [115 – 123].
- Oke, TR [1988]. *Street design and urban canopy layer climate*. Energy and Buildings, 11 [103 – 113].
- Ould-Dada, Z [2002]. *Dry deposition profile of small particles within a model spruce canopy*. The Science of the Total Environment, 286 [83 – 96].
- Ould-Dada, Z & Baghini, NM [2001]. *Resuspension of small particles from tree surfaces*. Atmospheric Environment, 35 [3799 – 3809].
- Pospisil, J; Katolicky, J & Jicha, M [2004]. *A comparison of measurements and CFD model predictions for pollutant dispersion in cities*. Science of the Total Environment [334 – 335].

- Robitu, M; Musy, M; Inard, C & Groleau, D [2006]. *Modeling the influence of vegetation and water pound on urban microclimate*. Solar Energy, 80 [435 – 447].
- Santos, J & Tavares, R [2004]. *Estudo do efeito da vegetação na dispersão de poluentes em zonas urbanas*. Relatório Final do Projecto de Licenciatura em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento. Aveiro – Portugal.
- Soares, A; Lopes, P & Loureiro, AJ [2008]. *Plano de Mobilidade para Aveiro*. Câmara Municipal de Aveiro. Aveiro – Portugal.
- Stull, RB [1988]. *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Atmospheric Sciences Library; Kluwer Academic Publishers. Holanda
- Tiwary, A; Sinnett, D; Peachey, C; Chalabi, Z; Sotiris, V; Fletcher, T; Leonardi, G; Grundy, C; Azapagic, A & Hutchings, TR [2009]. *An integrated tool to assess the role of new planting in PM10 capture and the human health benefits: A case study in London*. Environmental Pollution, 157 [2645 – 2653].
- VADIS [2002]. *VADIS Street Canyon Model – Methodology Description*. Thecnical Report D04.3. EC SUTRA Project (EVK4-CT-1999-00013).
- Vallero, D [2008]. *Fundamentals of Air Pollution (4ª Edição)*. Elsevier. Londres – Reino Unido.
- Vardoulakis, S; Fisher, BE; Pericleous, K & Flesca, NG [2003]. *Modelling air quality in street canyons: a review*. Atmospheric Environment, 37 [155 – 182].
- Wilson, JD [1988]. *A second order closure model for flow through vegetation*. Boundary Layer Meteorology, 42 [371 – 392].
- Xia, J & Leung, DYC [2003]. *Pollutant dispersion in urban street canopies*. Atmospheric Environment, 35 [2033 – 2043].
- Xie, S; Zhang, Y; Qi, L & Tang, X [2003]. *Spatial distribution of traffic-related pollutant concentrations in street canyons*. Atmospheric Environment, 37 [3213 – 3224].
- Xie, X; Huang, Z & Wang [2005]. *Impact of building configuration on air quality in street canyon*. Atmospheric Environment, 39 [4519 – 4530].
- Yamada, T [1982]. *A numerical model study of turbulent airflow in and above a forest canopy*. Journal of the Meteorology Society Japan, 60 [439 – 454].
- Yang, J; McBride, J; Zhou, J & Sun, Z [2005]. *The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction*. Urban Forestry and Urban Greening, 3 [65 – 78].

Zannetti, P [1993]. *Air Pollution Modeling, Theories Computational Methods and Available Software*. Kluwer Academic Publishers.

URL 1: [http://torre.fis.ua.pt/Av_climatology/Aveiro_Climatology.htm]

URL 2: [<http://www.qualar.org/>]

Anexos

Anexo A – Emissões para algumas das ruas consideradas no domínio de cálculo.

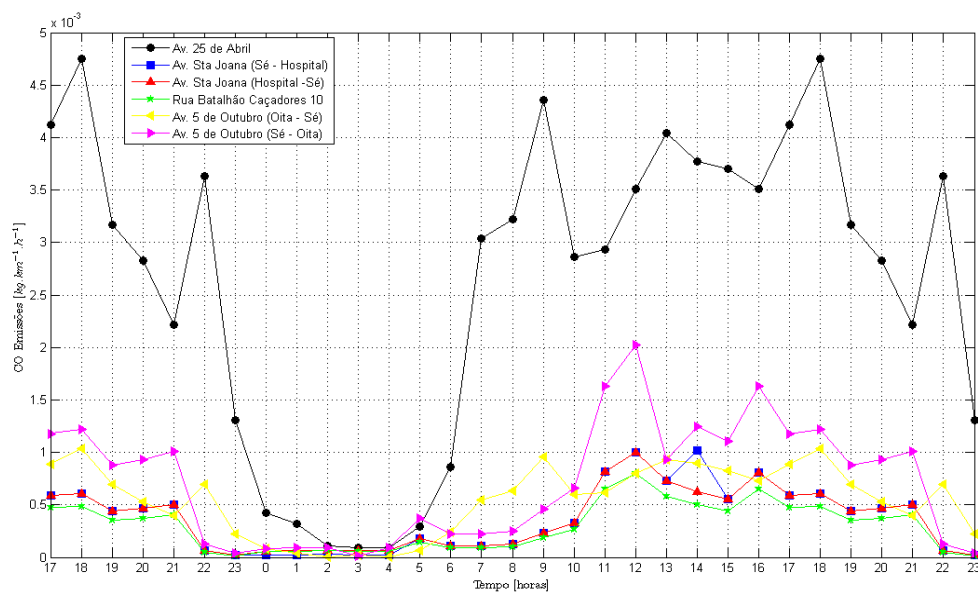


Figura A-1: Emissões para o CO em algumas das ruas do domínio de cálculo.

Anexo B – Aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para simulação das concentrações de CO sem o módulo URVEGE

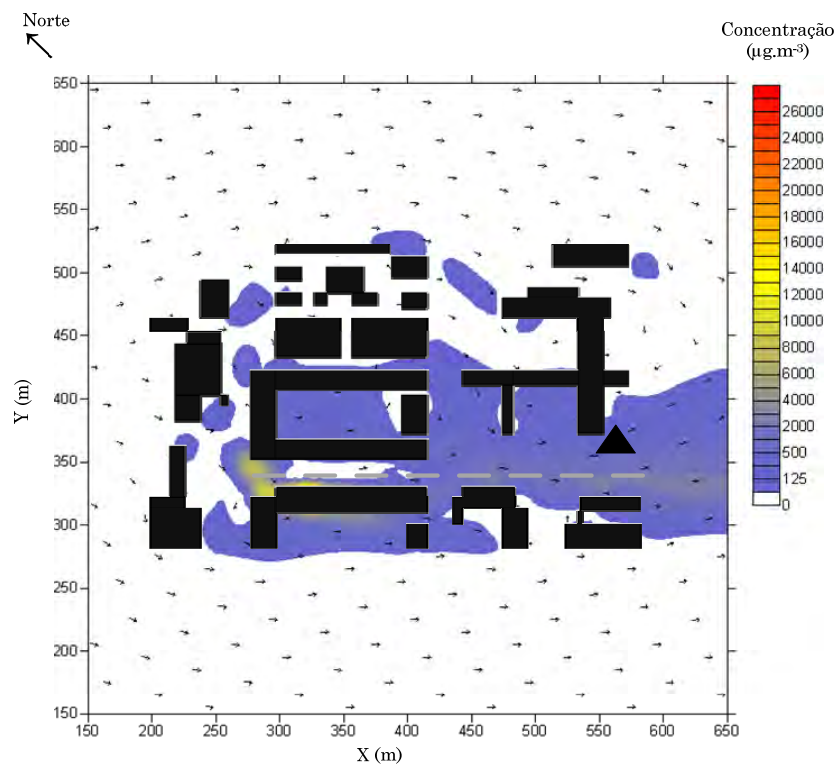


Figura B-1: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 17:00 – 18:00.

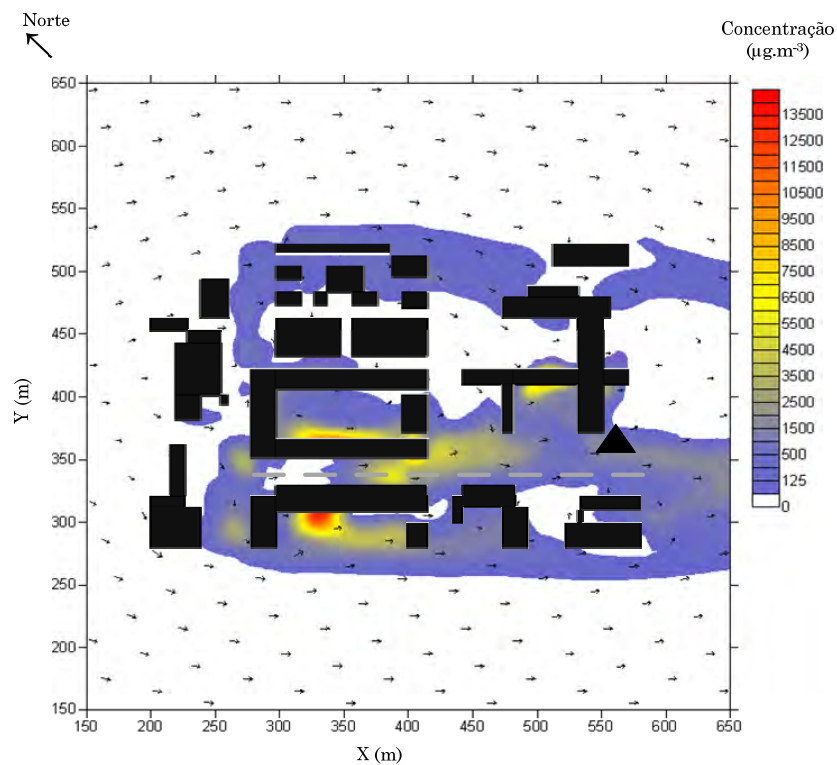


Figura B-2: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 18:00 – 19:00.

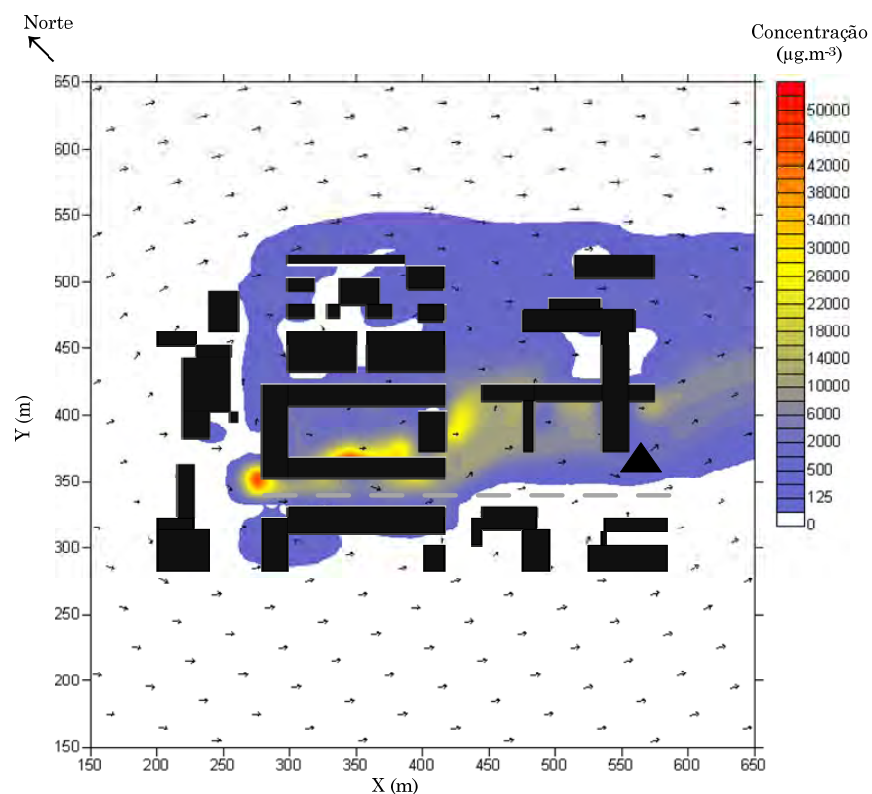


Figura B-3: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 19:00 – 20:00.

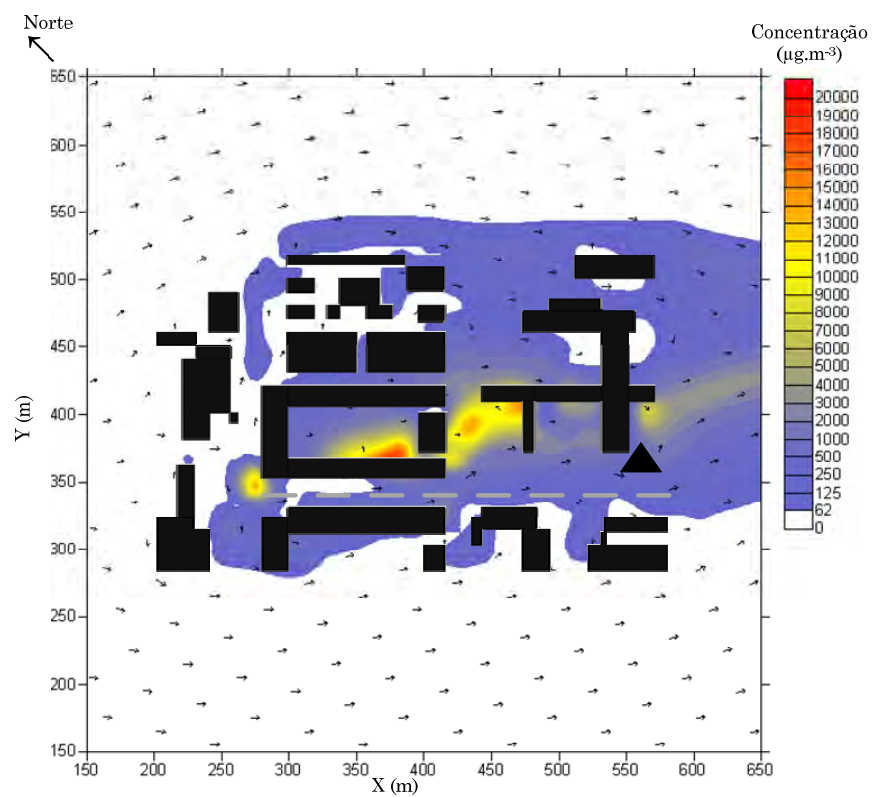


Figura B-4: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 20:00 – 21:00.

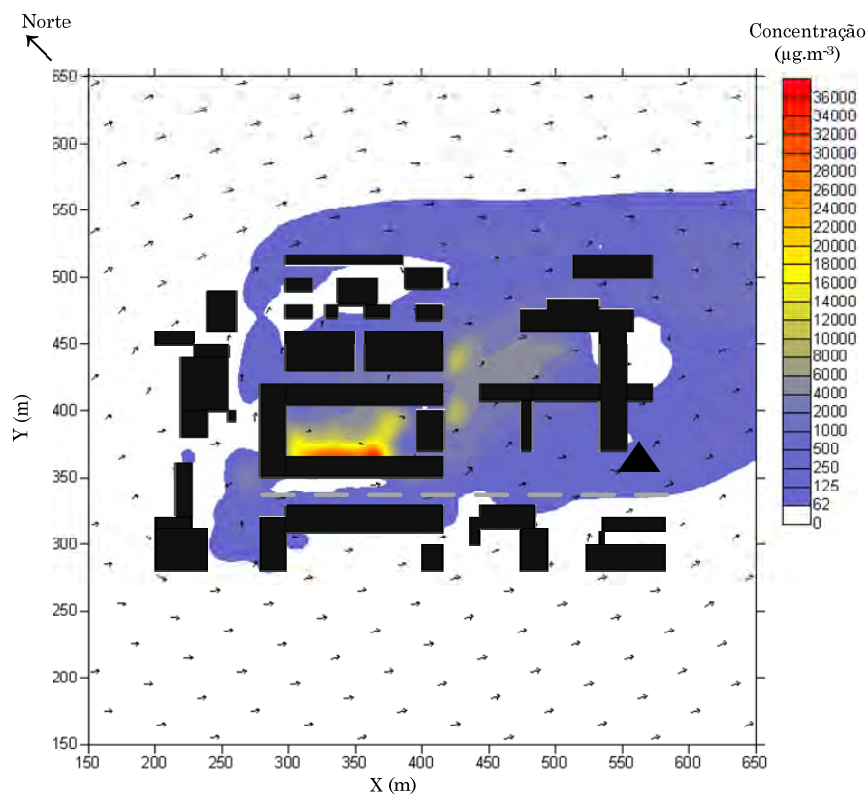


Figura B-5: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 21:00 – 22:00.

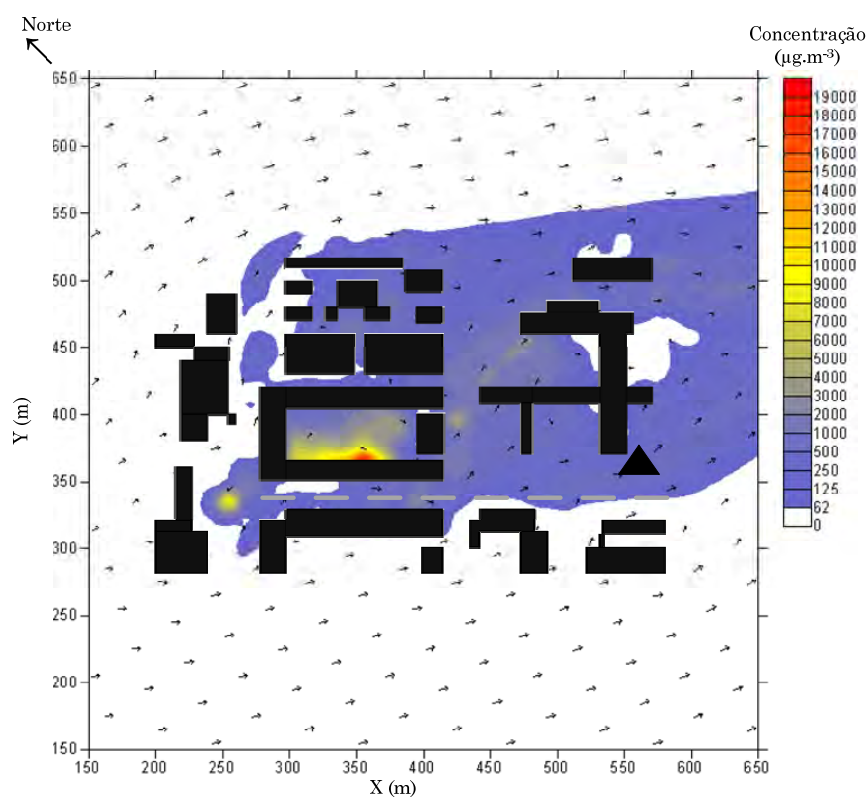


Figura B-6: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 22:00 – 23:00.

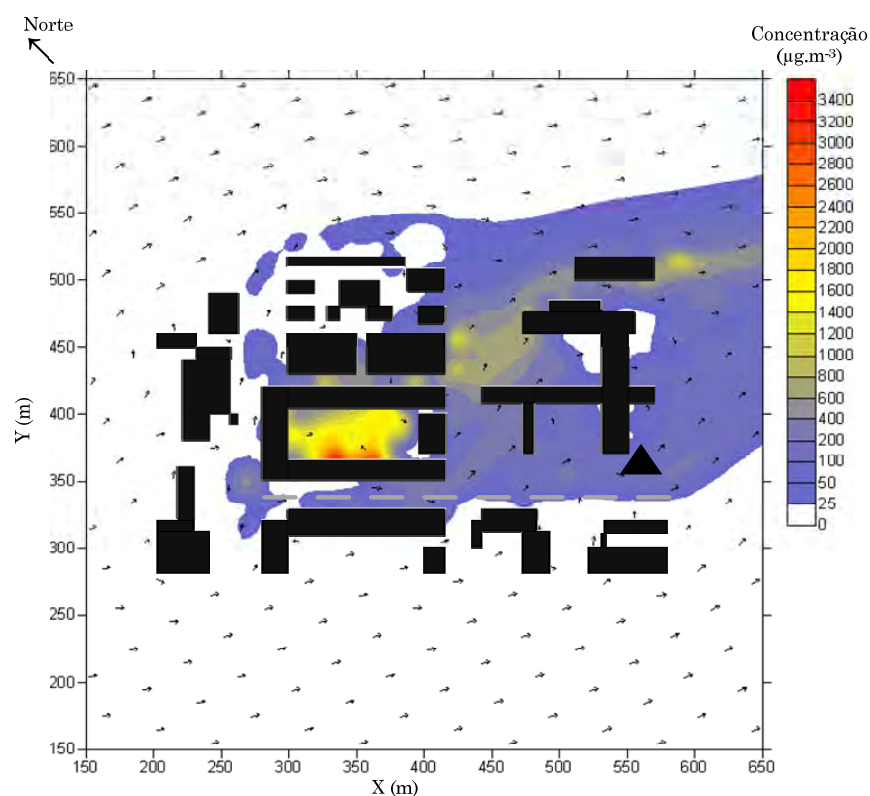


Figura B-7: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 23:00 – 24:00.

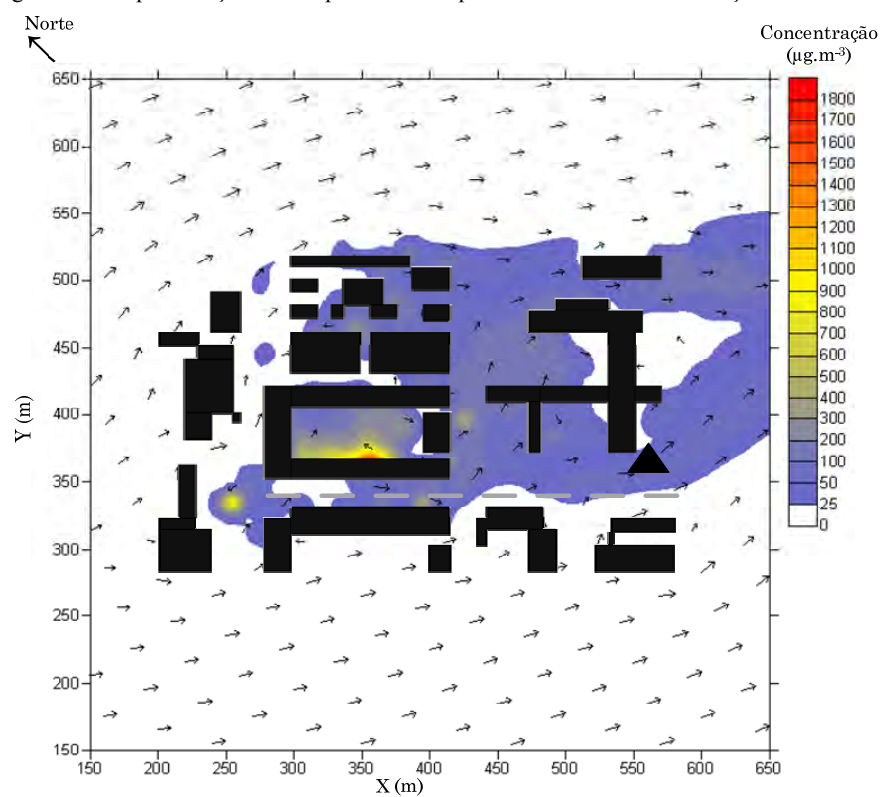


Figura B-8: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 0:00 – 1:00.

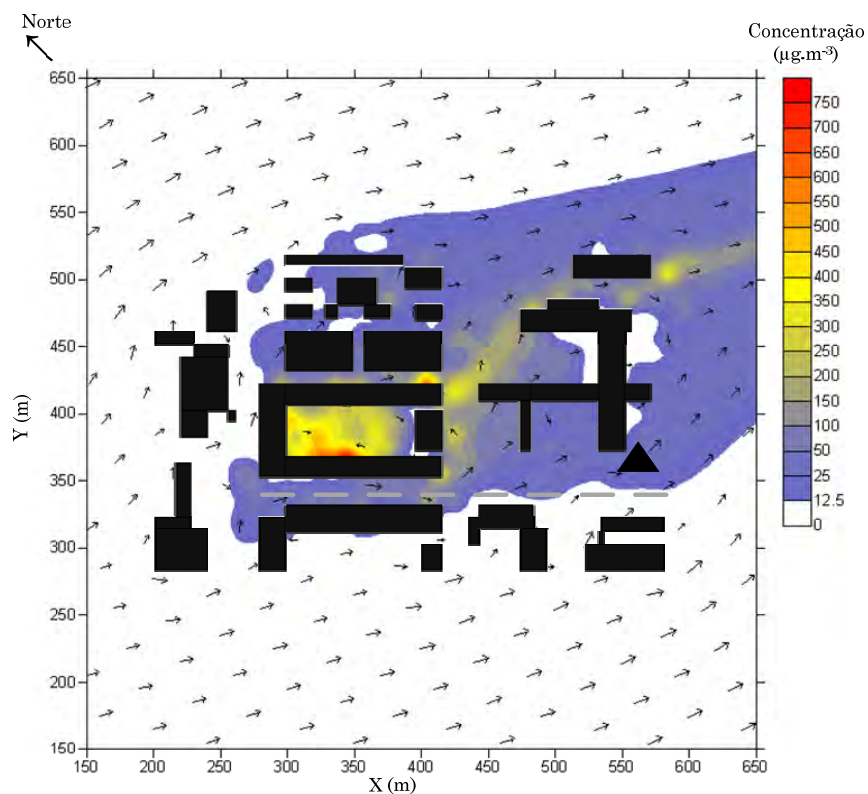


Figura B-9: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 1:00 – 2:00.

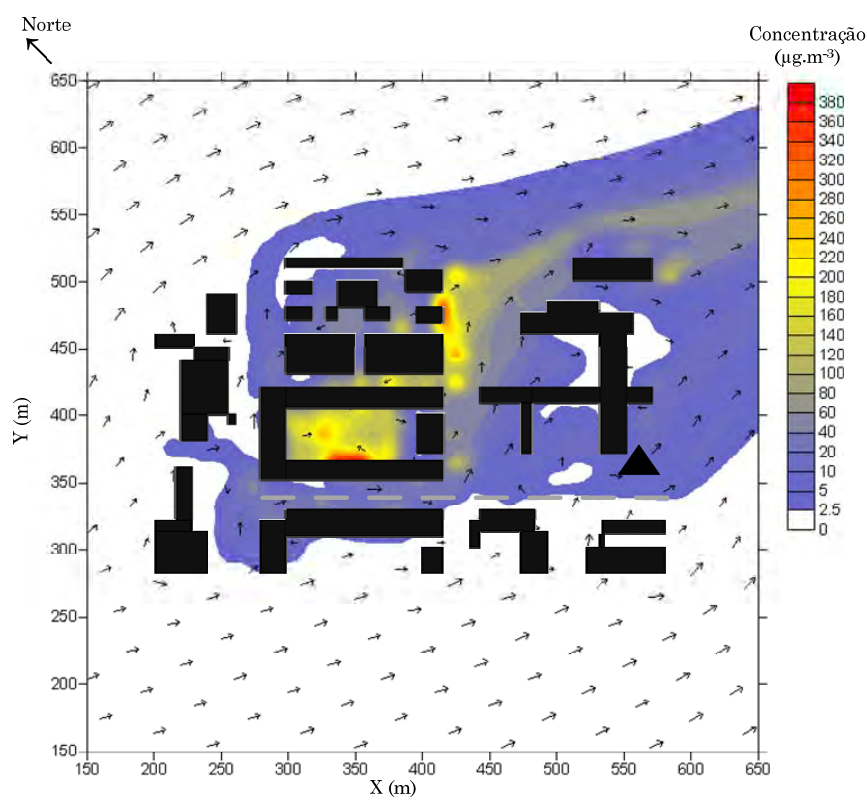


Figura B-10: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 2:00 – 3:00.

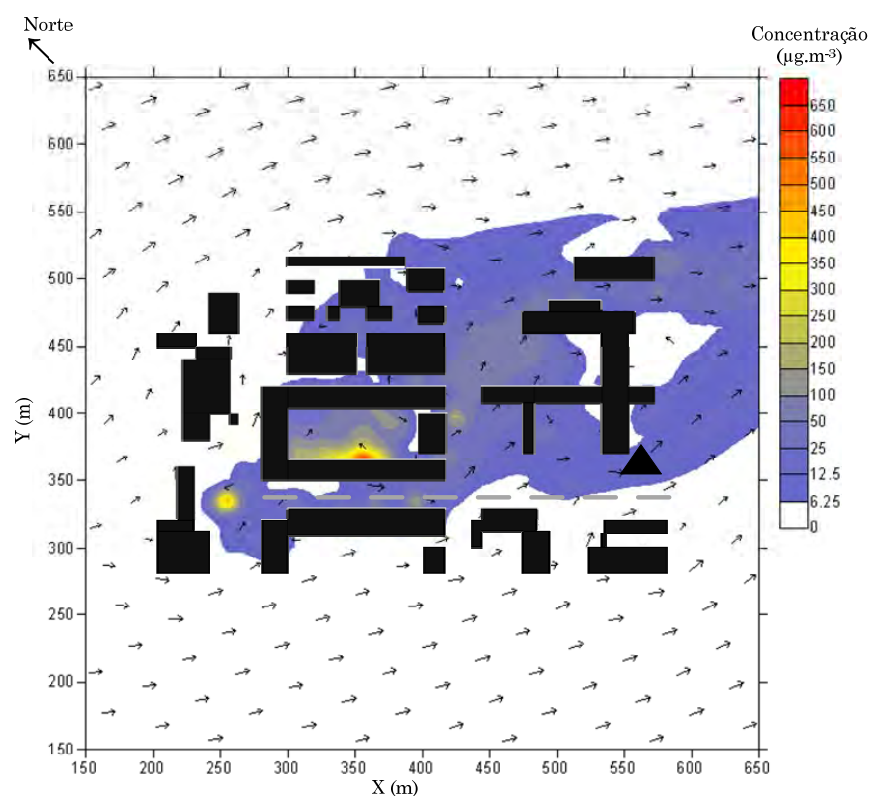


Figura B-11: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 3:00 – 4:00.

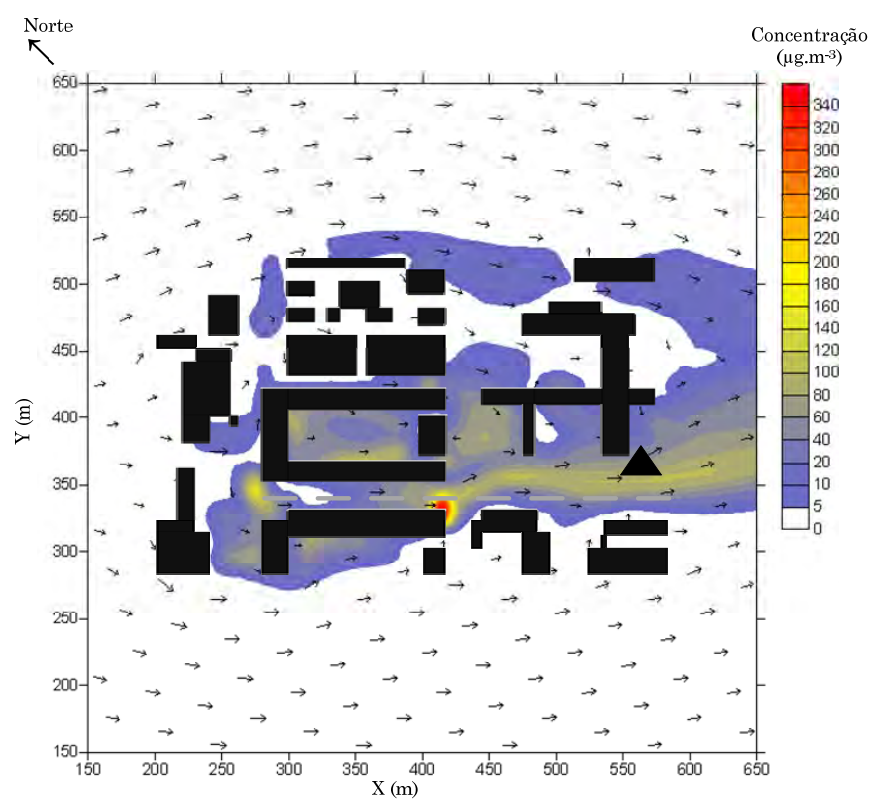


Figura B-12: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 4:00 – 5:00.

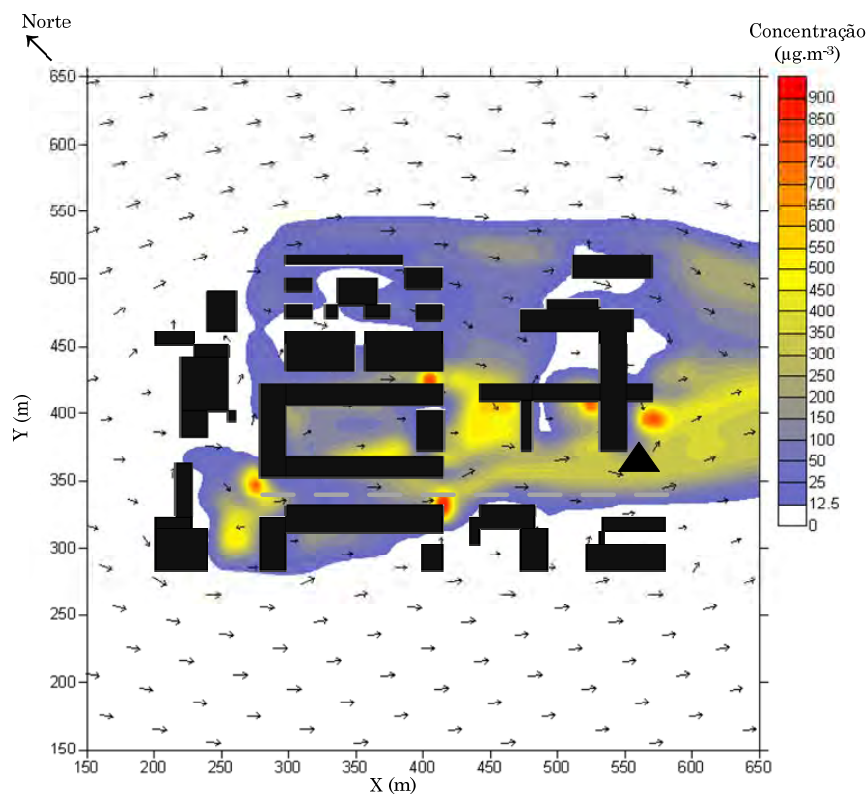


Figura B-13: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 5:00 – 6:00.

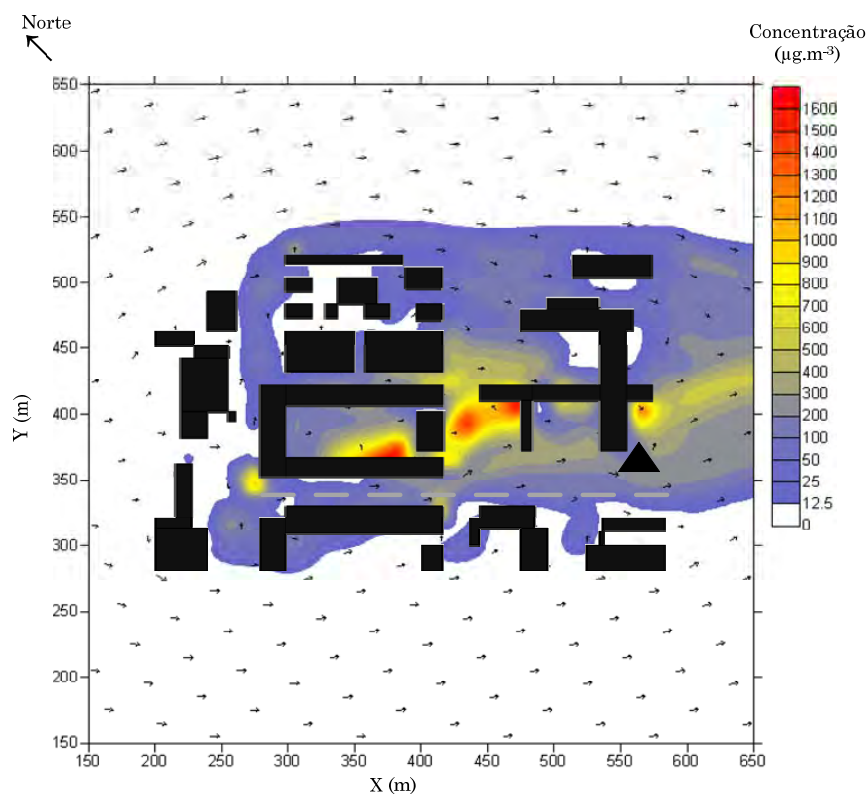


Figura B-14: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 6:00 – 7:00.

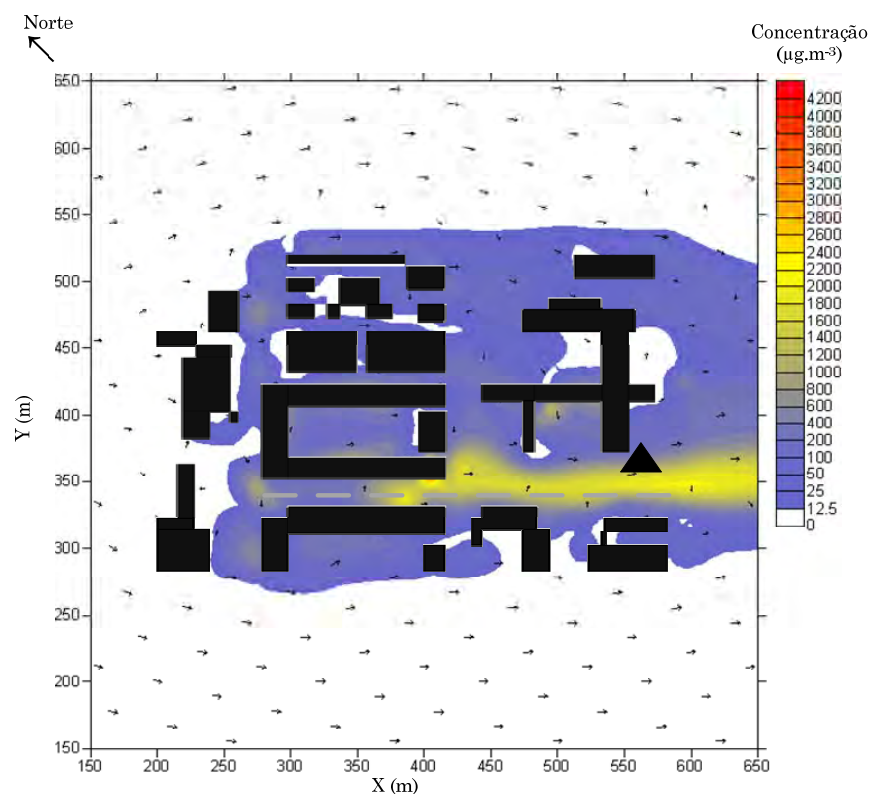


Figura B-15: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 7:00 – 8:00.

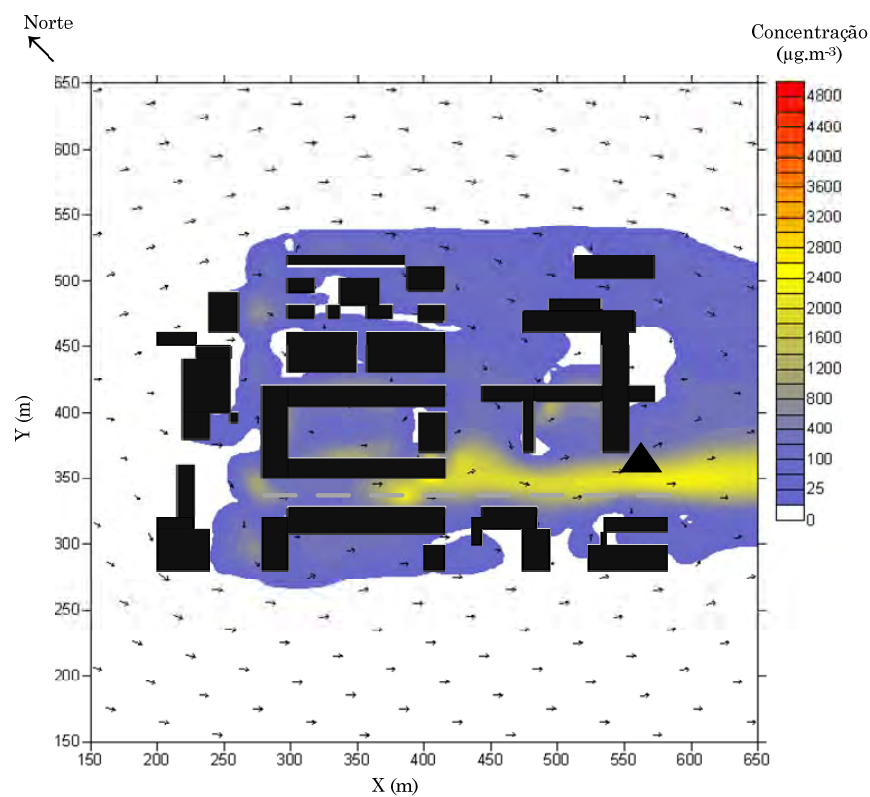


Figura B-16: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 8:00 – 9:00.

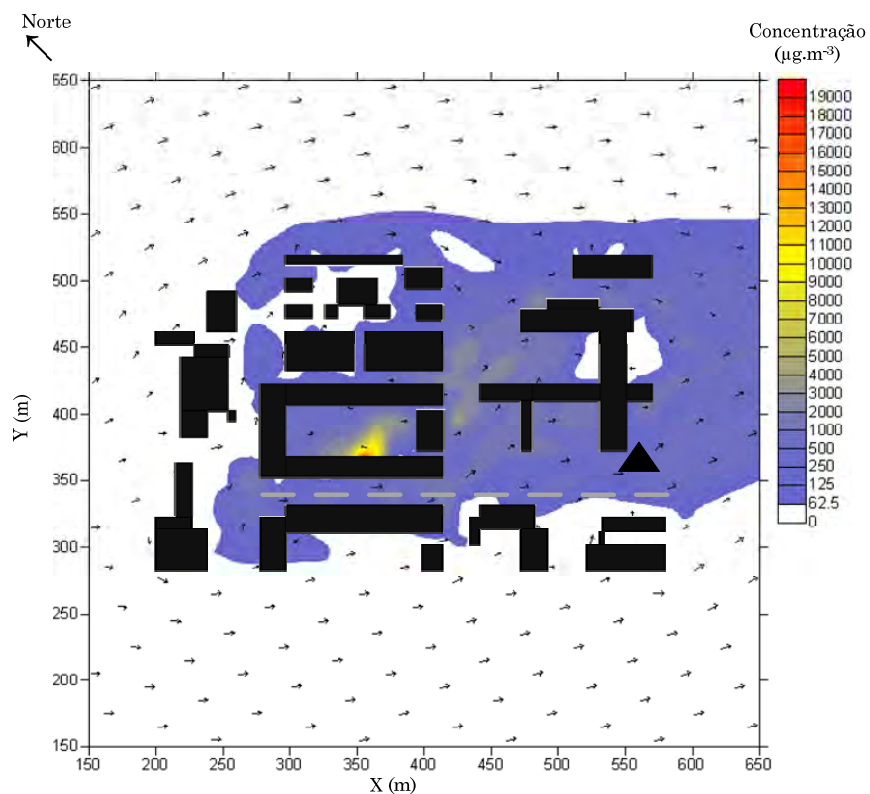


Figura B-17: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 9:00 – 10:00.

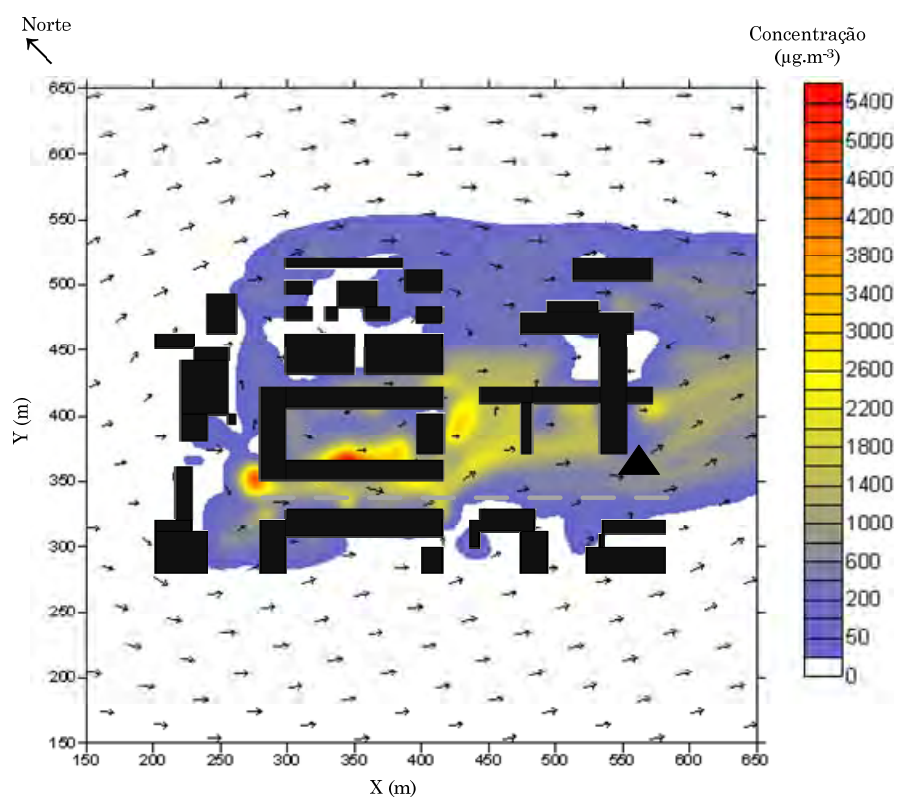


Figura B-18: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 10:00 – 11:00.

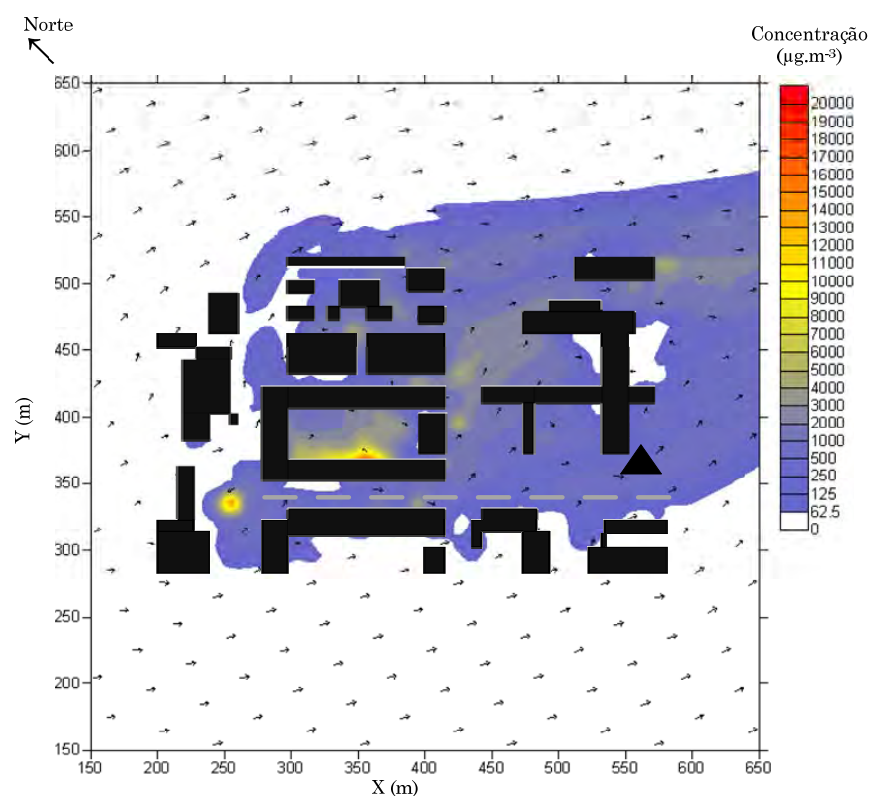


Figura B-19: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 11:00 – 12:00.

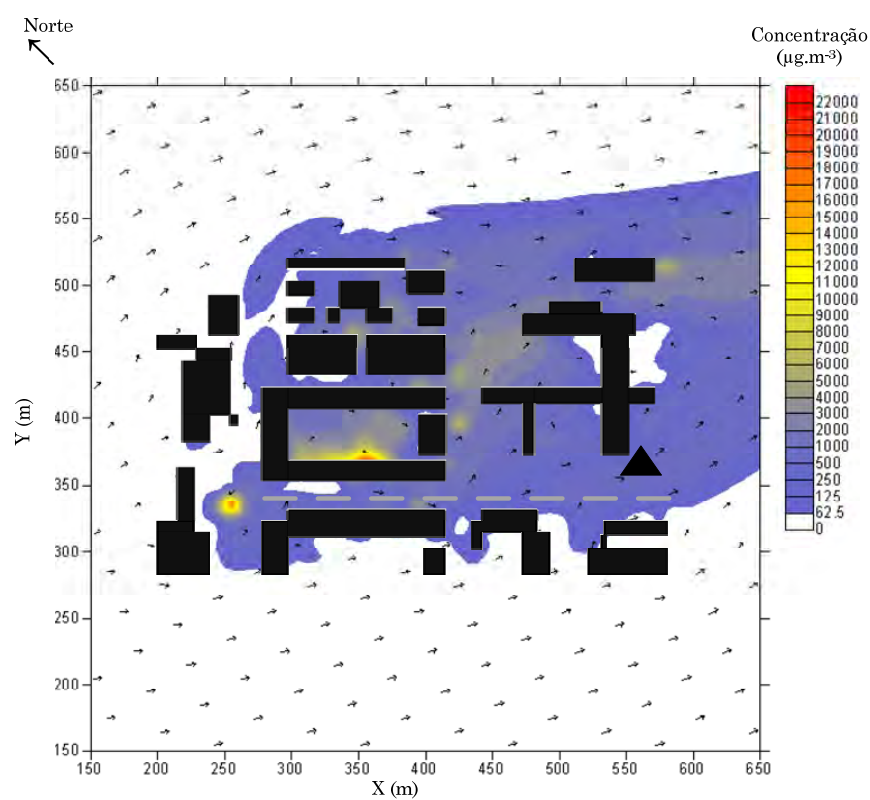


Figura B-20: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 12:00 – 13:00.

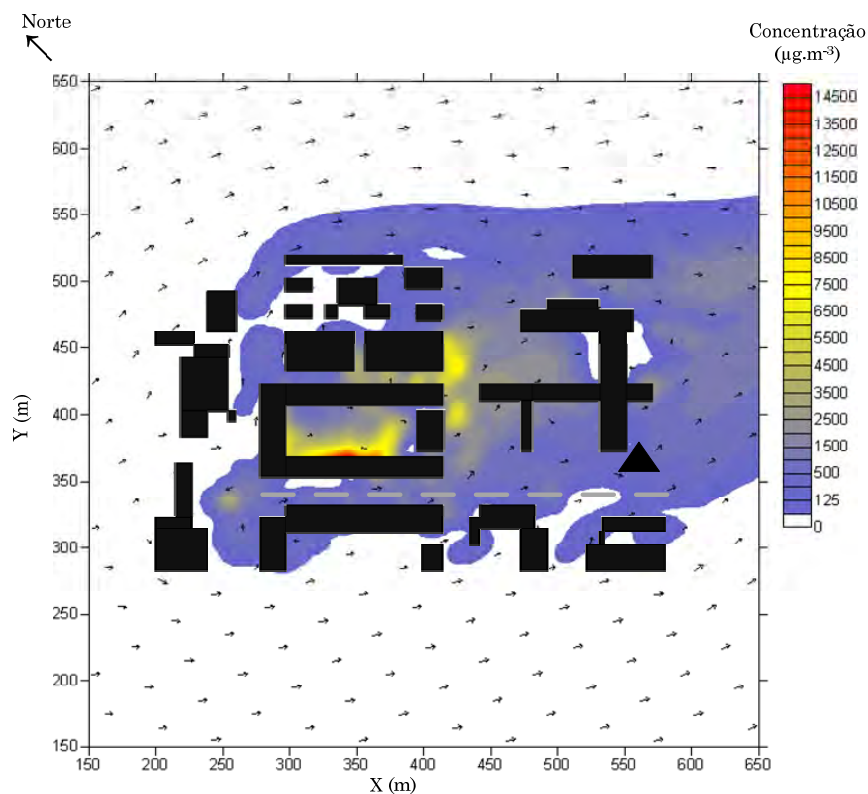


Figura B-21: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 13:00 – 14:00.

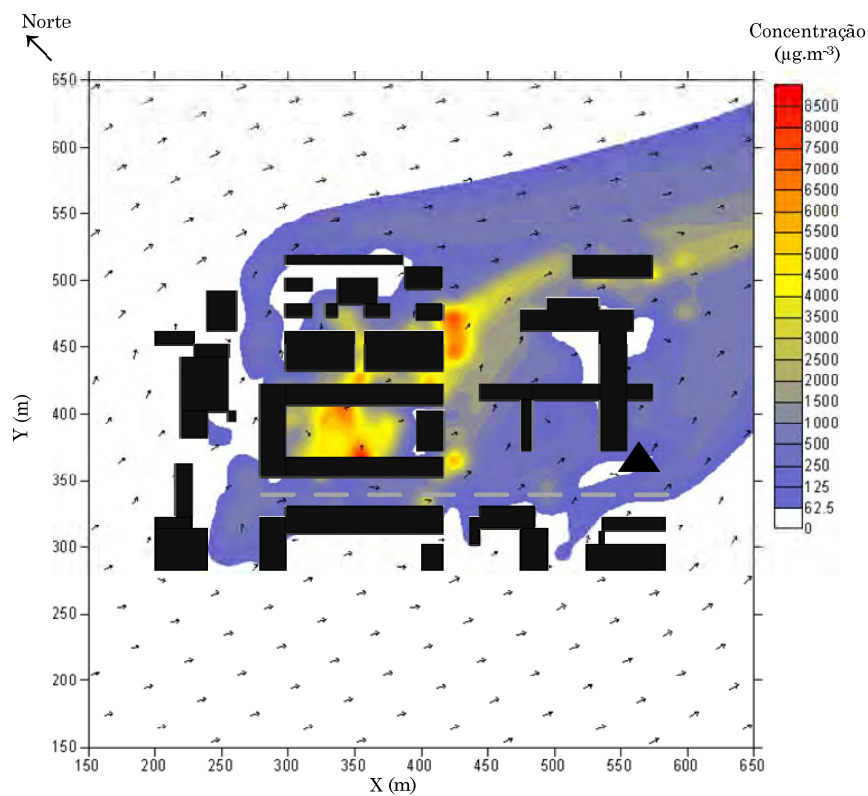


Figura B-22: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 14:00 – 15:00.

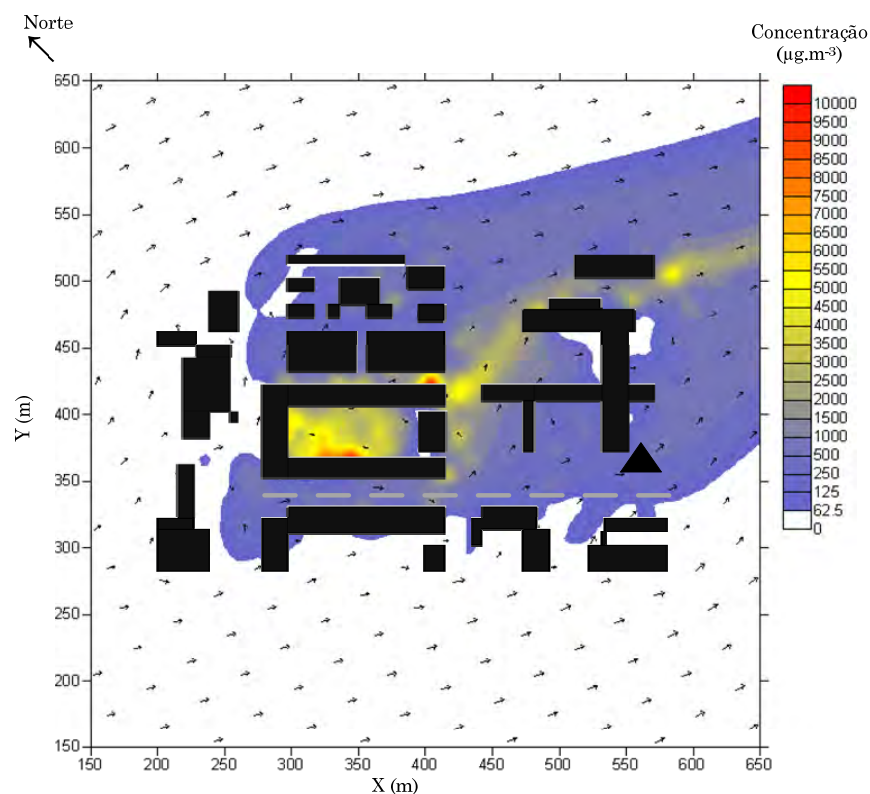


Figura B-23: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 15:00 – 16:00.

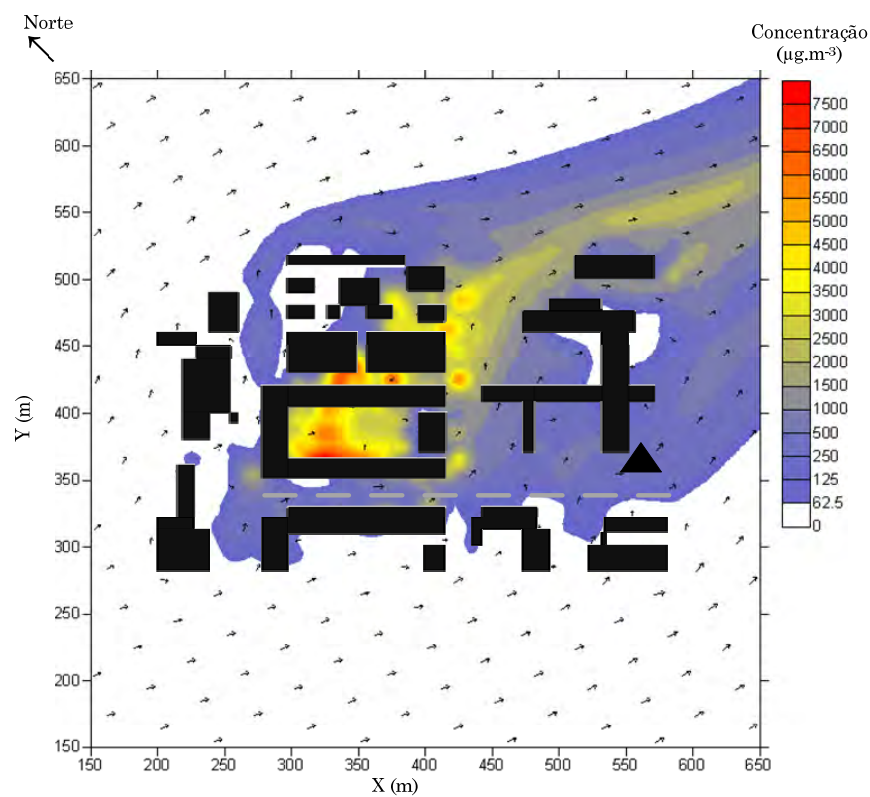


Figura B-24: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 16:00 – 17:00.

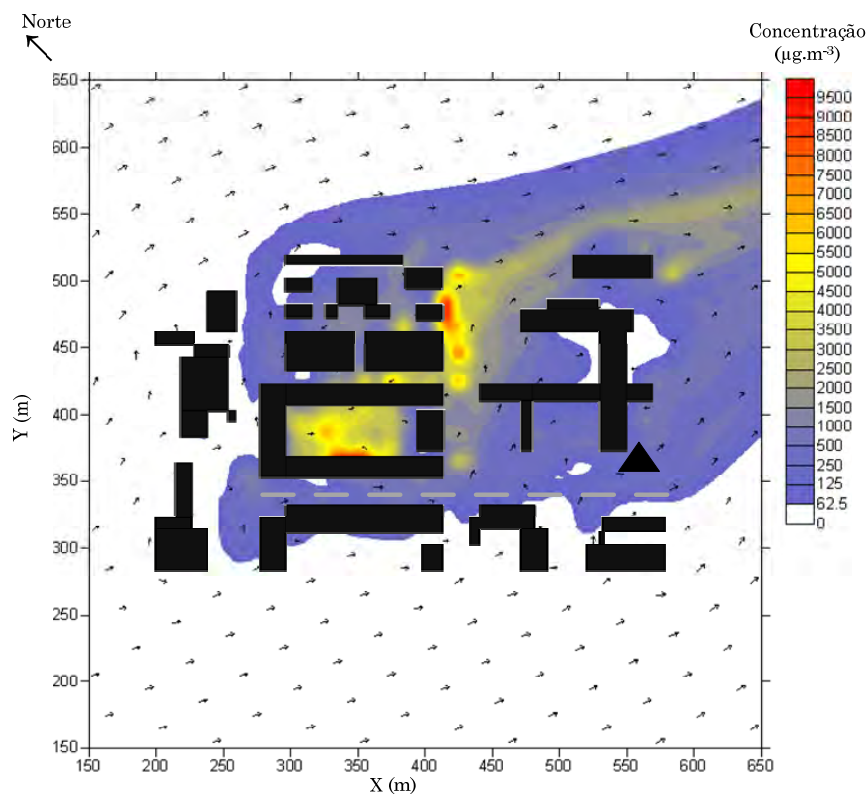


Figura B-25: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 17:00 – 18:00.

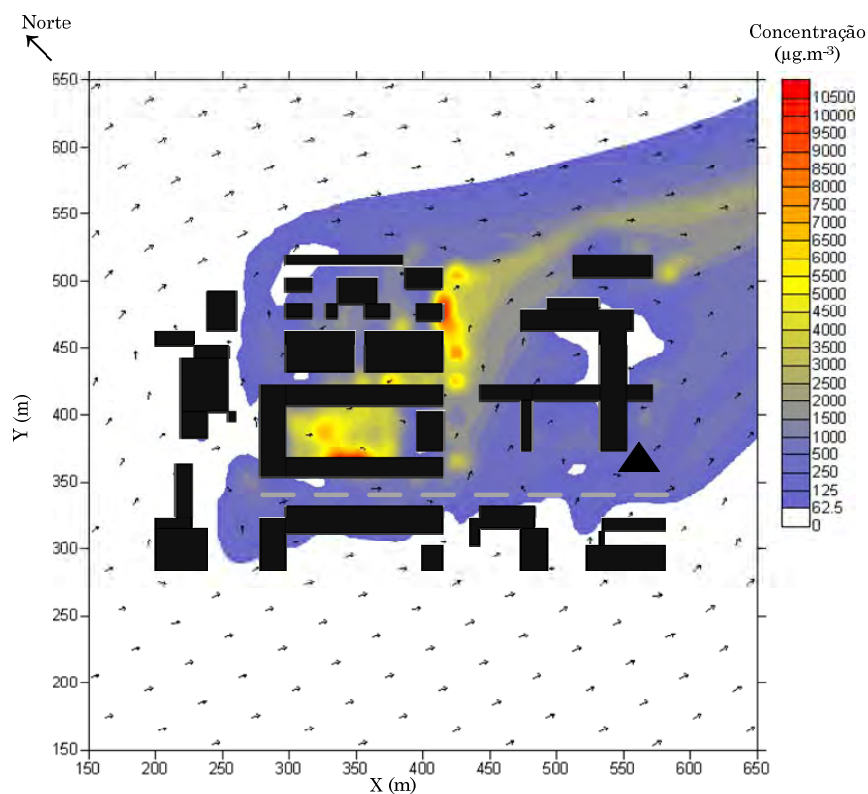


Figura B-26: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 18:00 – 19:00.

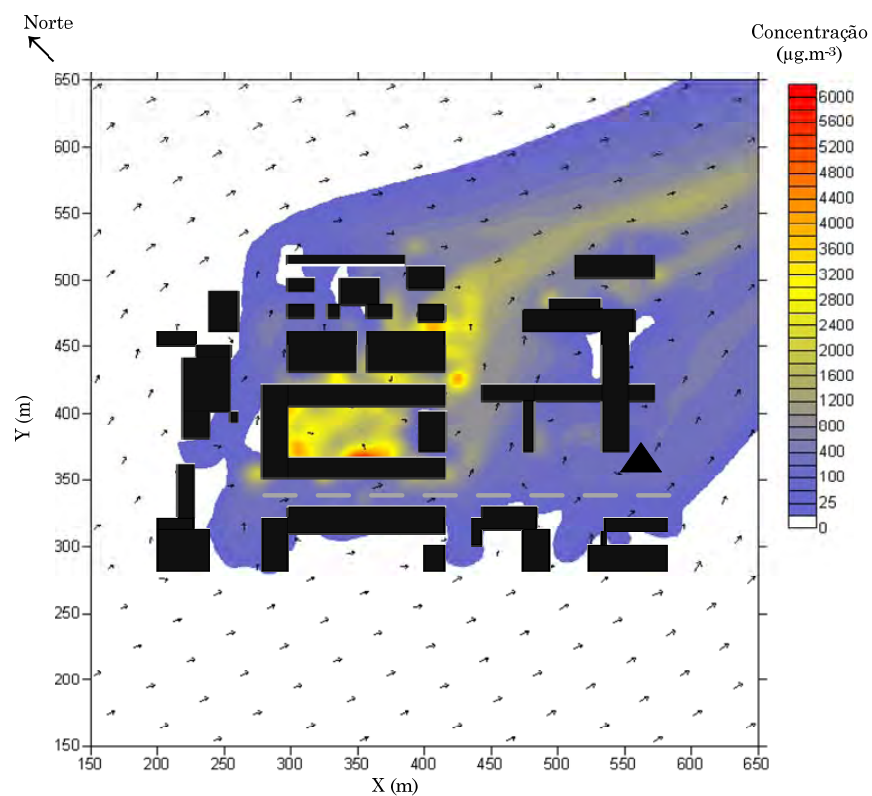


Figura B-27: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 19:00 – 20:00.

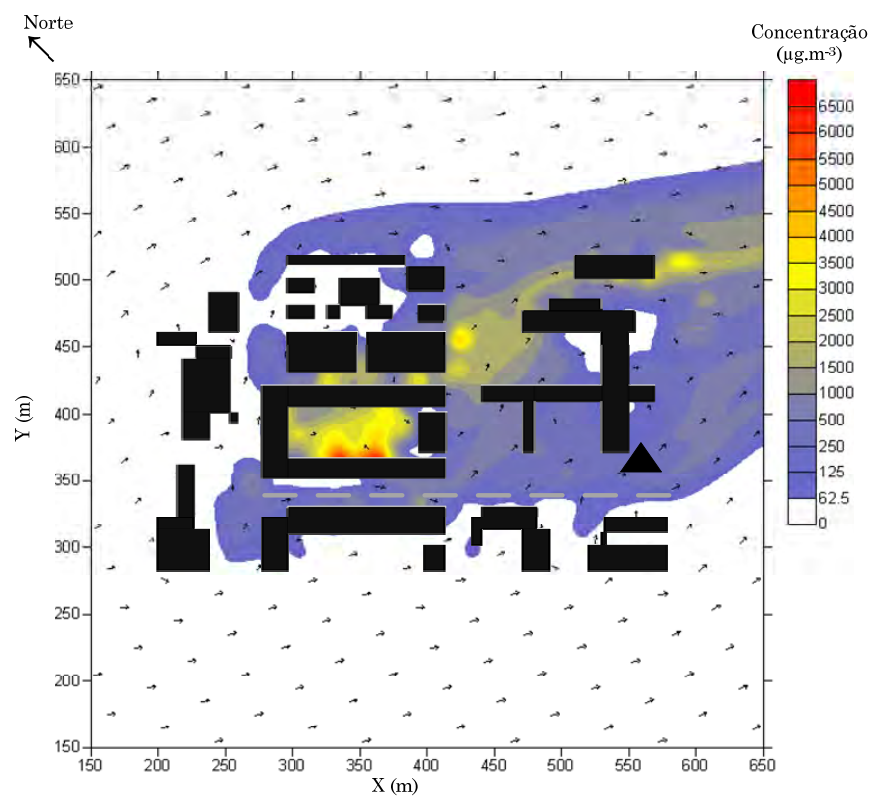


Figura B-28: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 20:00 – 21:00.

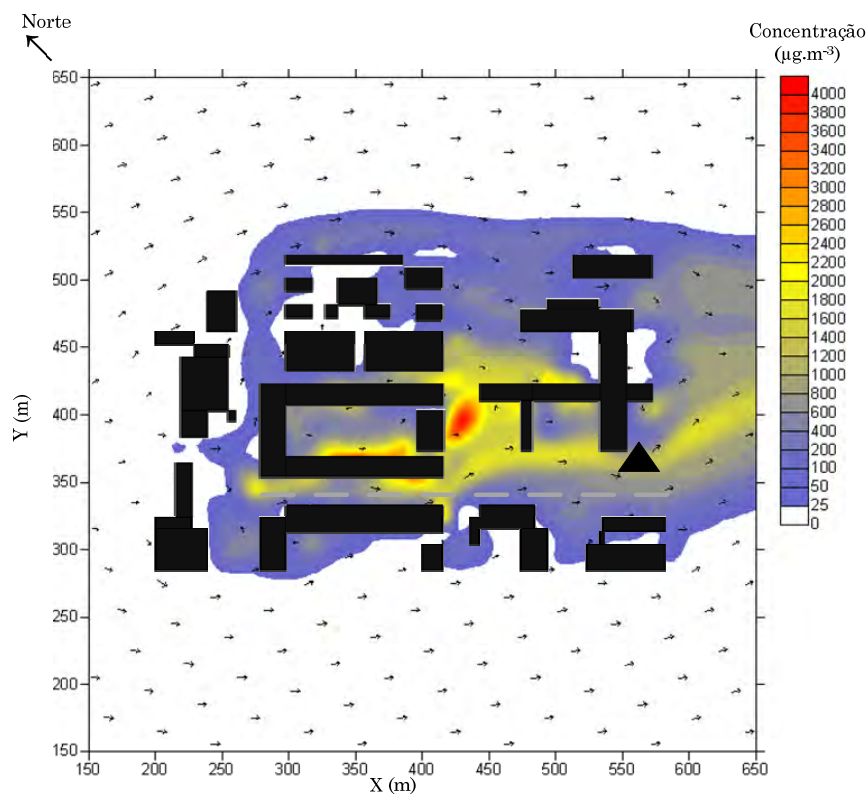


Figura B-29: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 21:00 – 22:00.

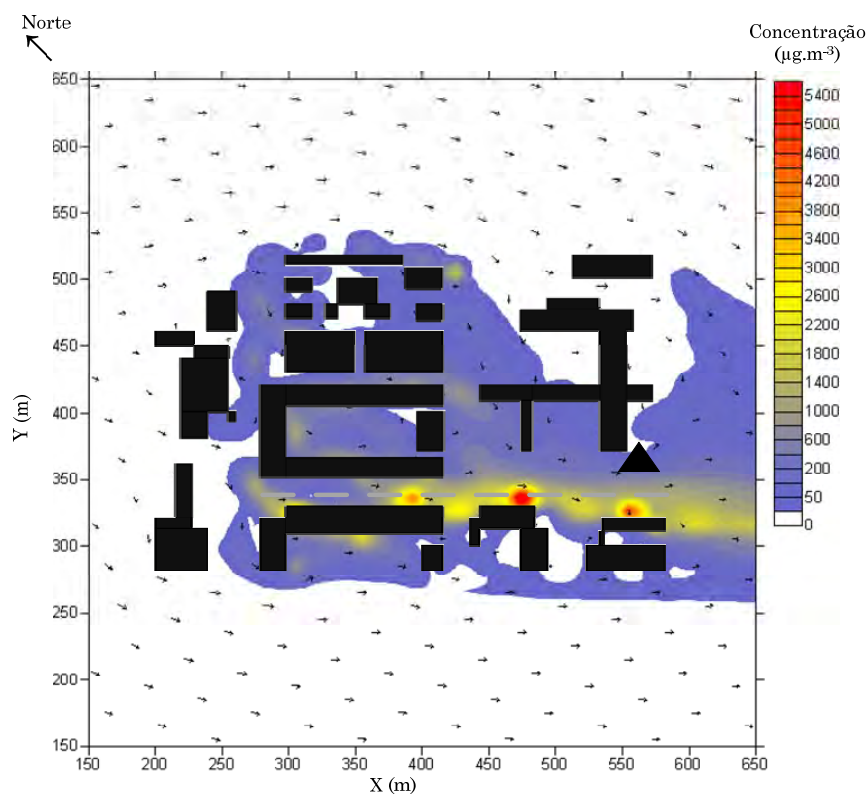


Figura B-30: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 22:00 – 23:00.

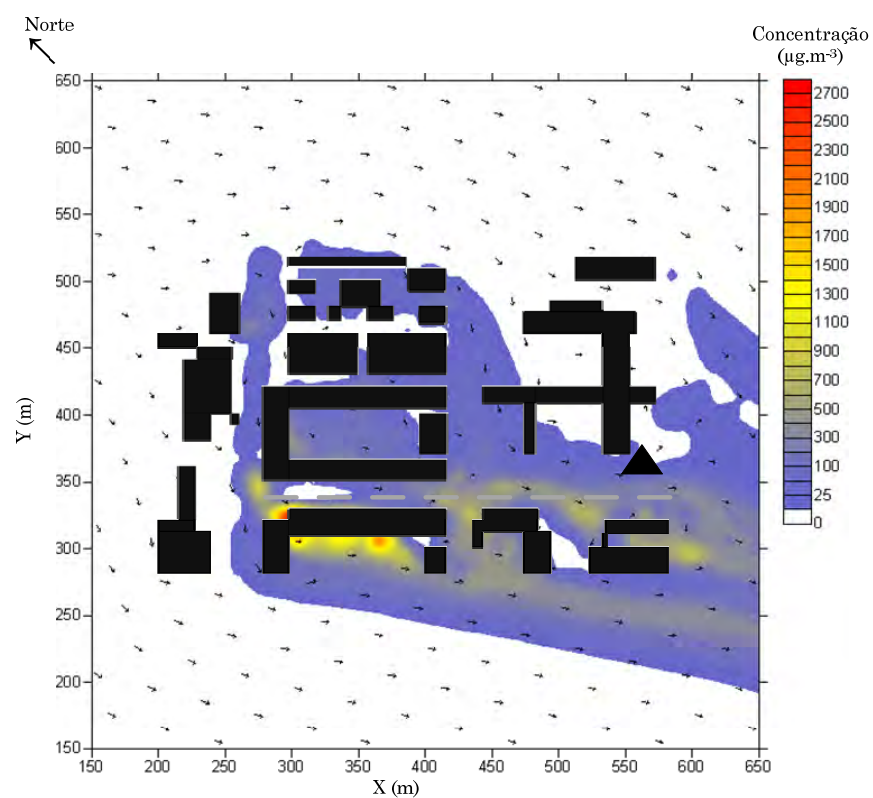


Figura B-31: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 23:00 – 24:00.

Anexo C – Aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para estimativa das concentrações de CO com o módulo URVEGE

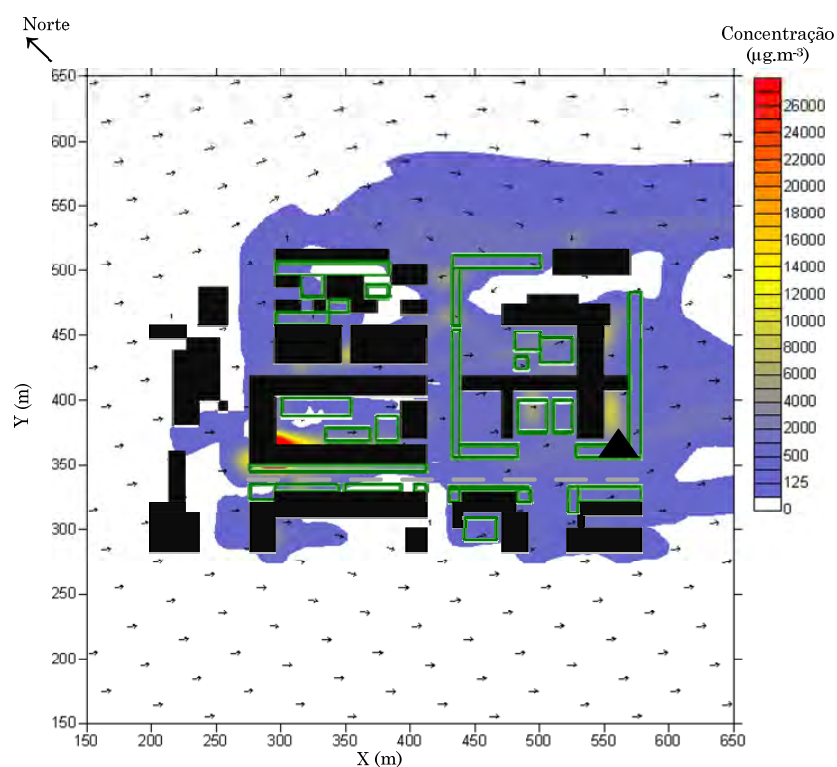


Figura C-1: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 17:00 – 18:00.

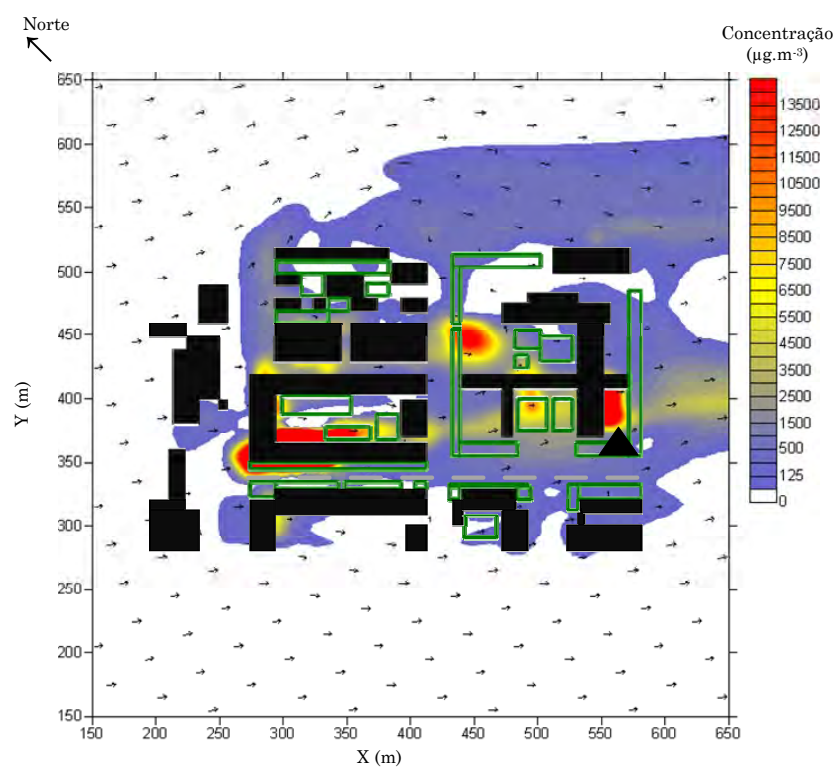


Figura C-2: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 18:00 – 19:00.

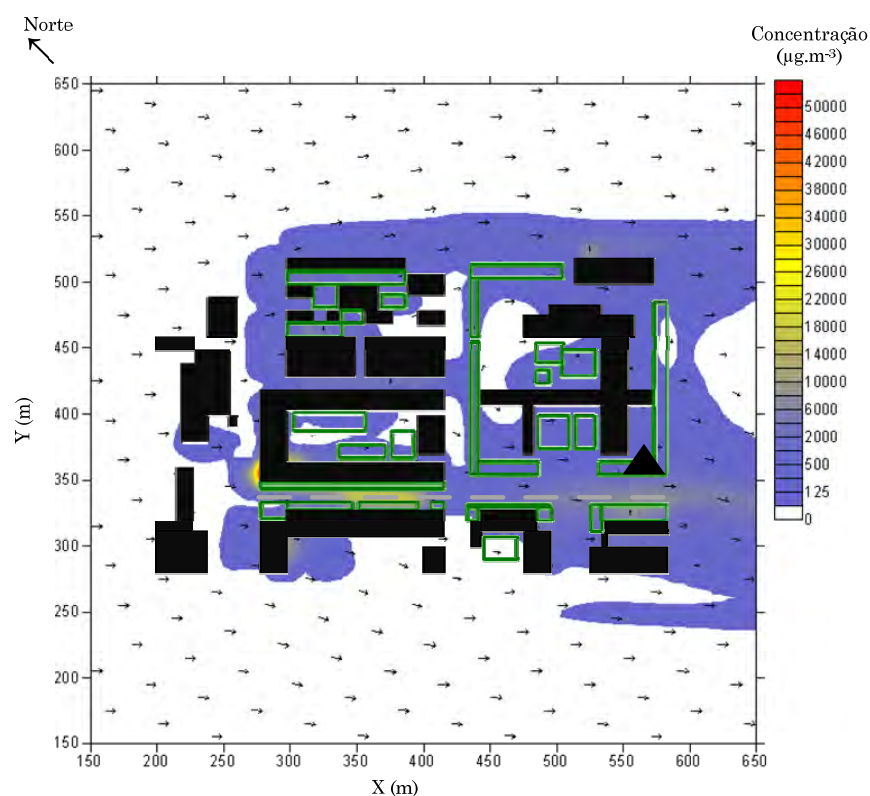


Figura C-3: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 19:00 – 20:00.

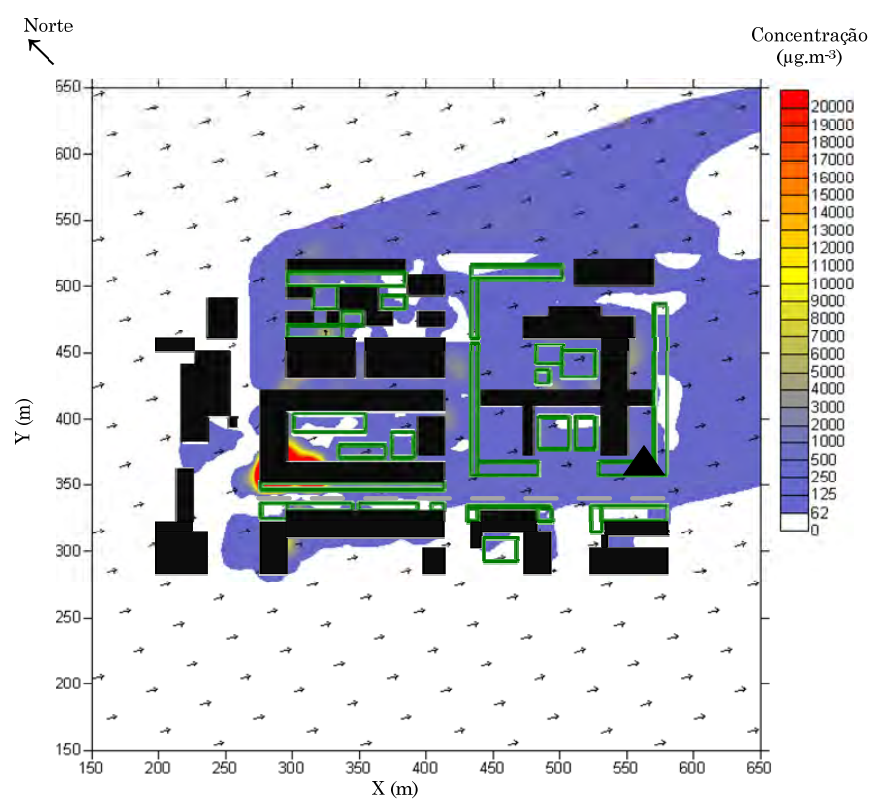


Figura C-4: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 20:00 – 21:00.

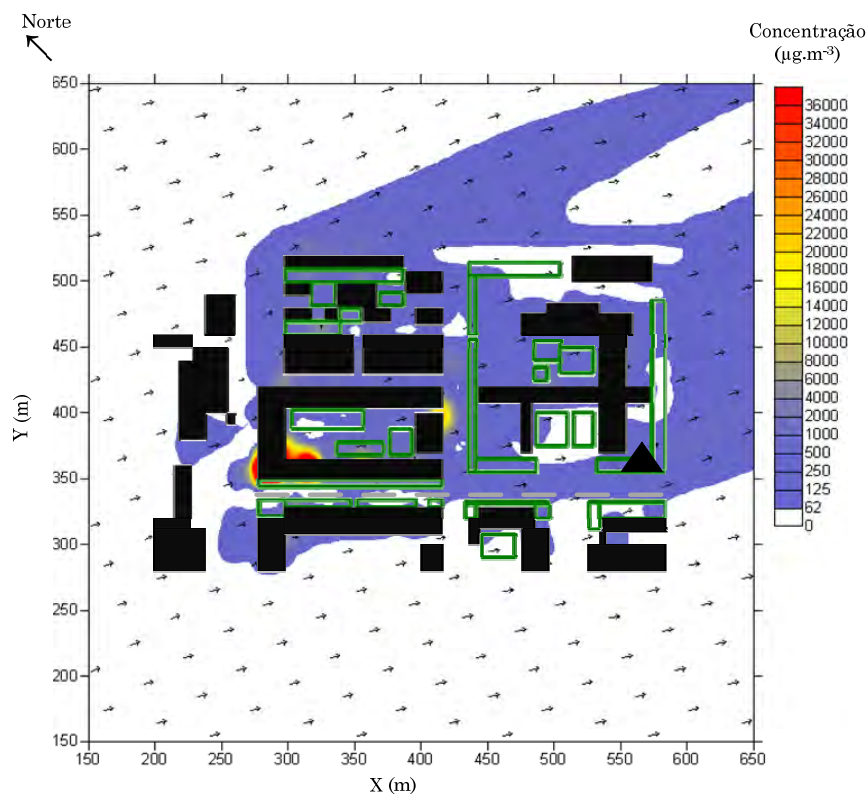


Figura C-5: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 21:00 – 22:00.

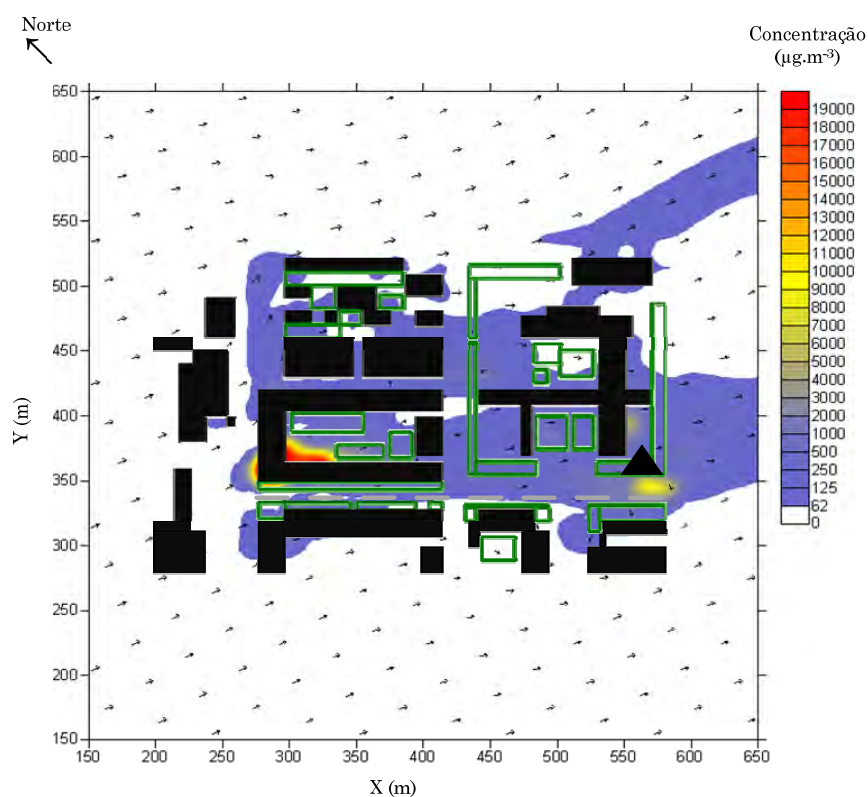


Figura C-6: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 22:00 – 23:00.

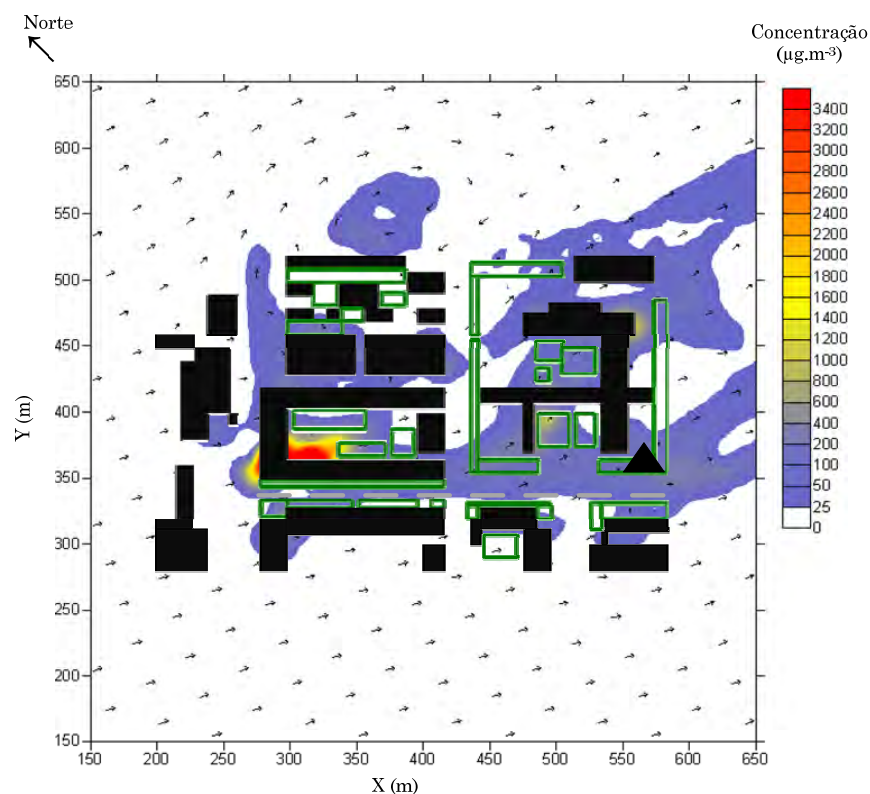


Figura C-7: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 23:00 – 24:00.

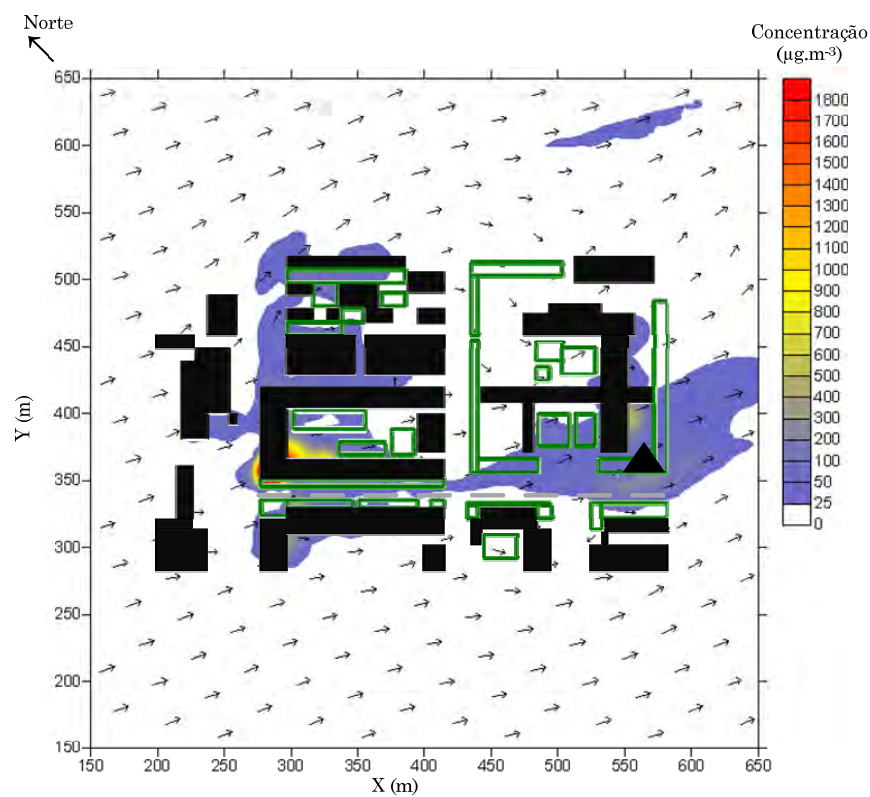


Figura C-8: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 0:00 – 1:00.

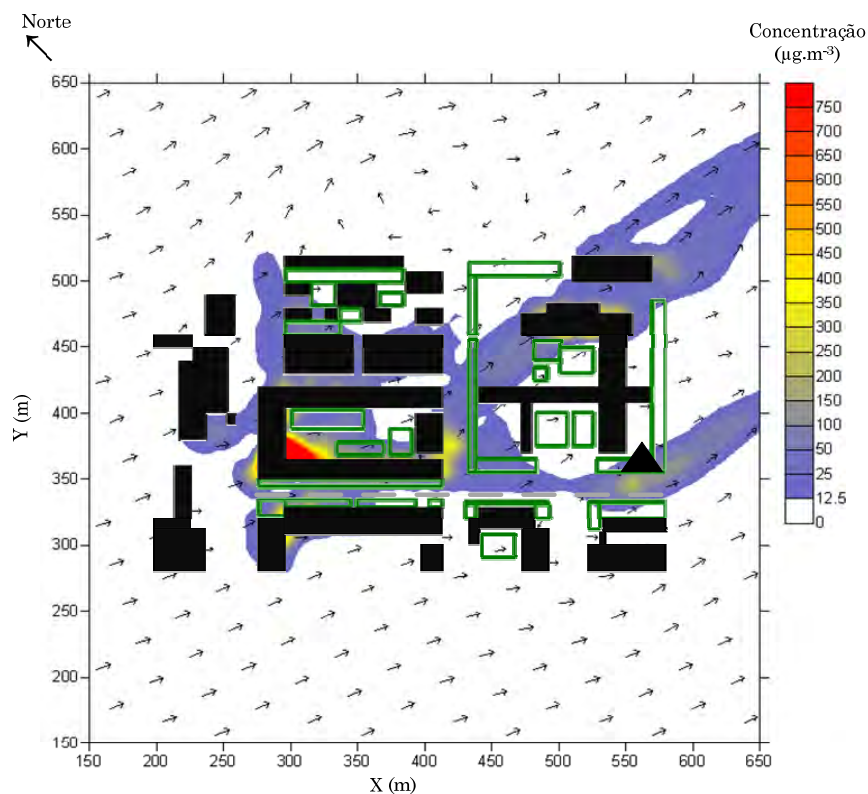


Figura C-9: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 1:00 – 2:00.

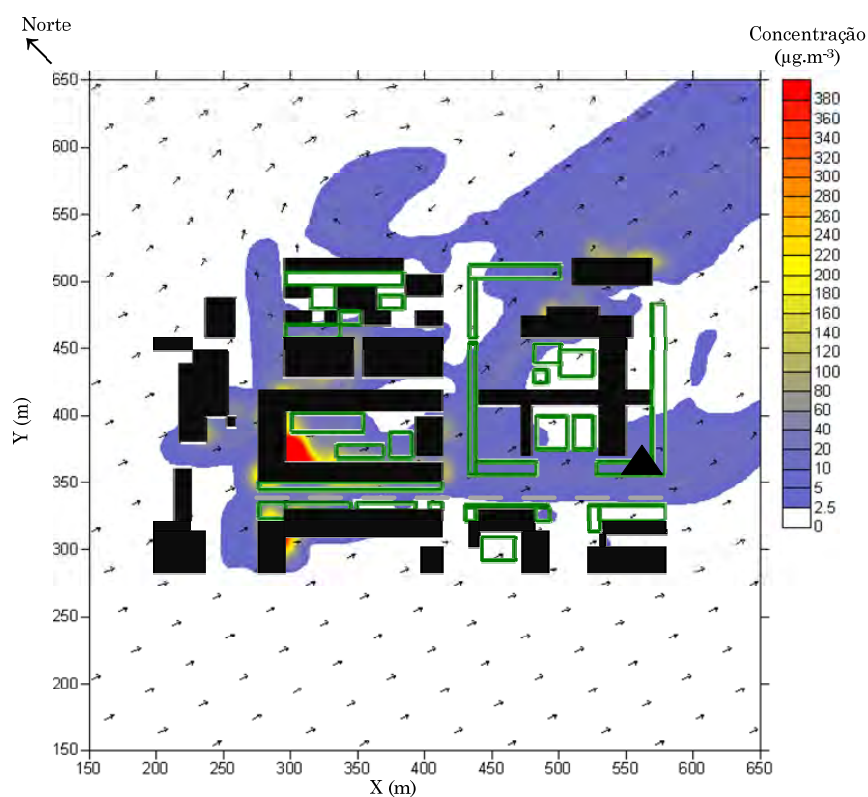


Figura C-10: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 2:00 – 3:00.

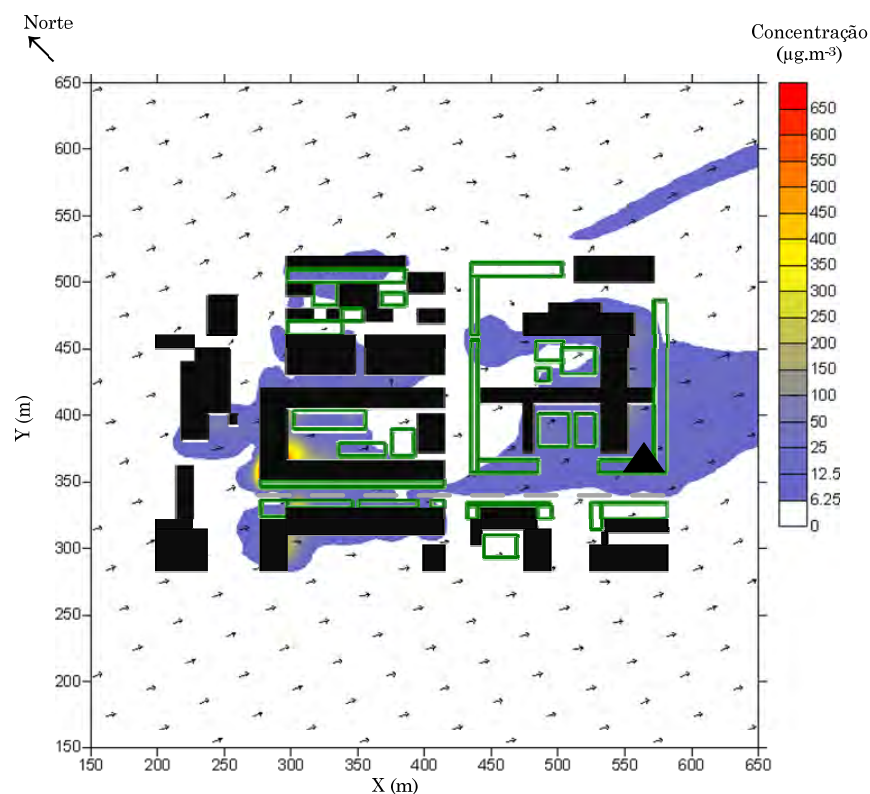


Figura C-11: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 3:00 – 4:00.

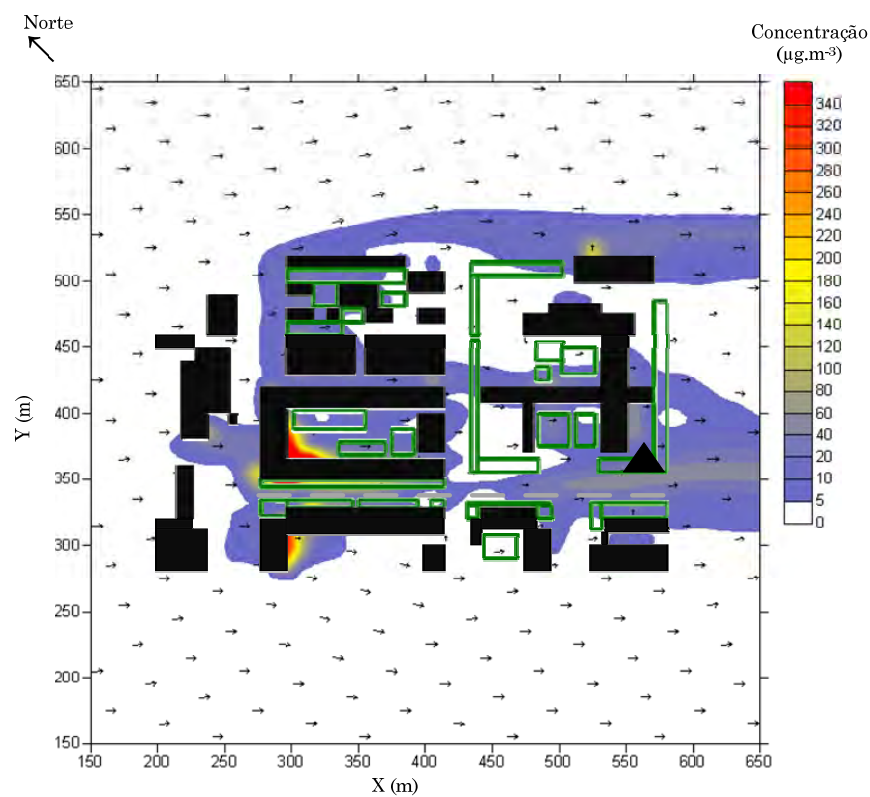


Figura C-12: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 4:00 – 5:00.

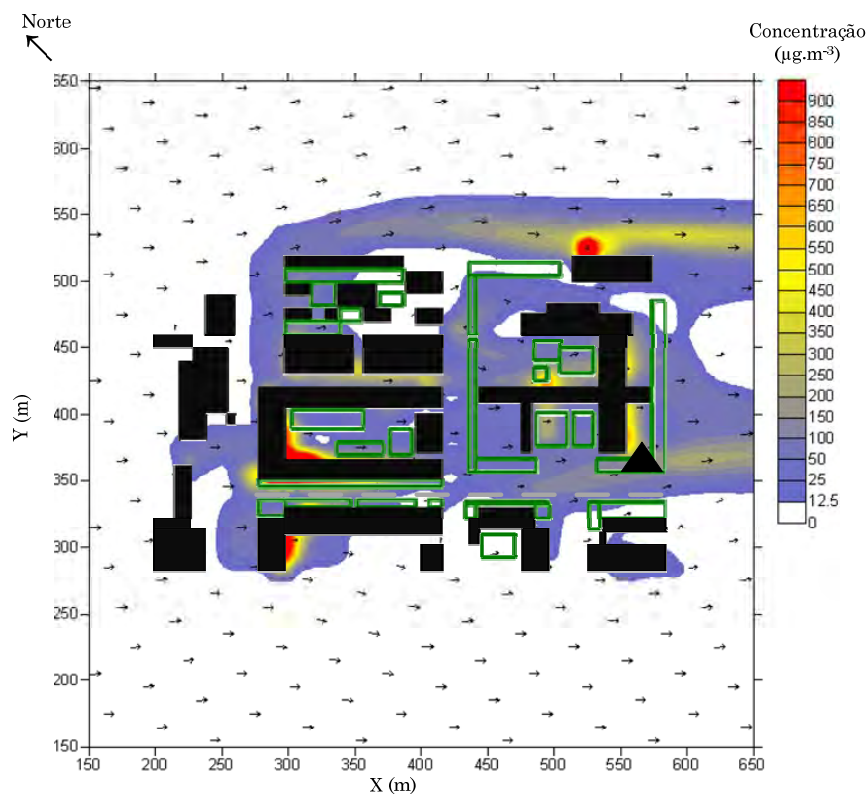


Figura C-13: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 5:00 – 6:00.

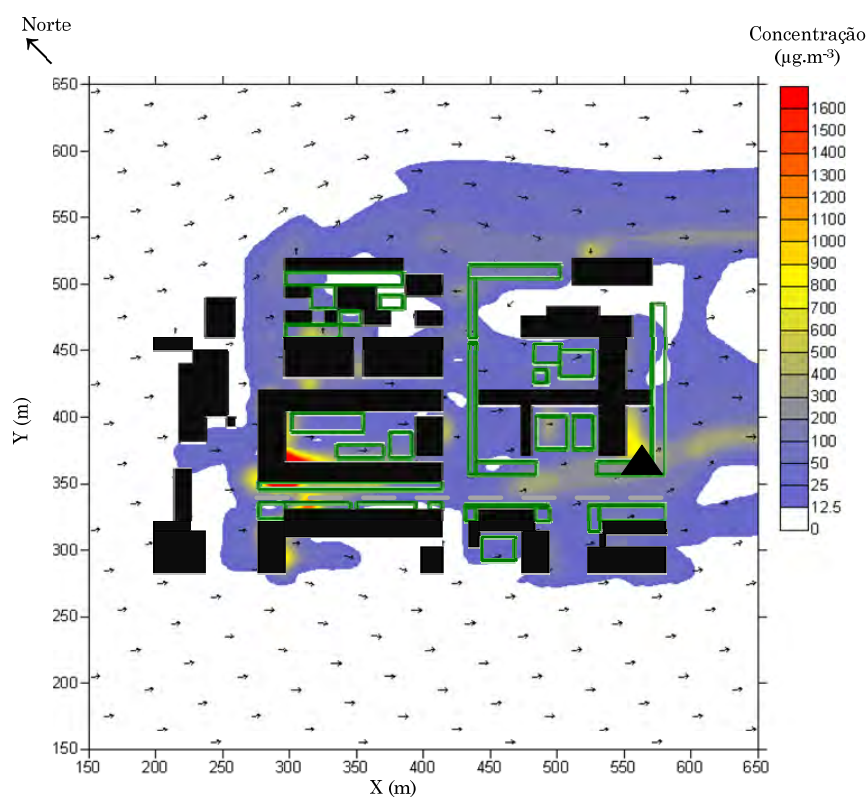


Figura C-14: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 6:00 – 7:00.

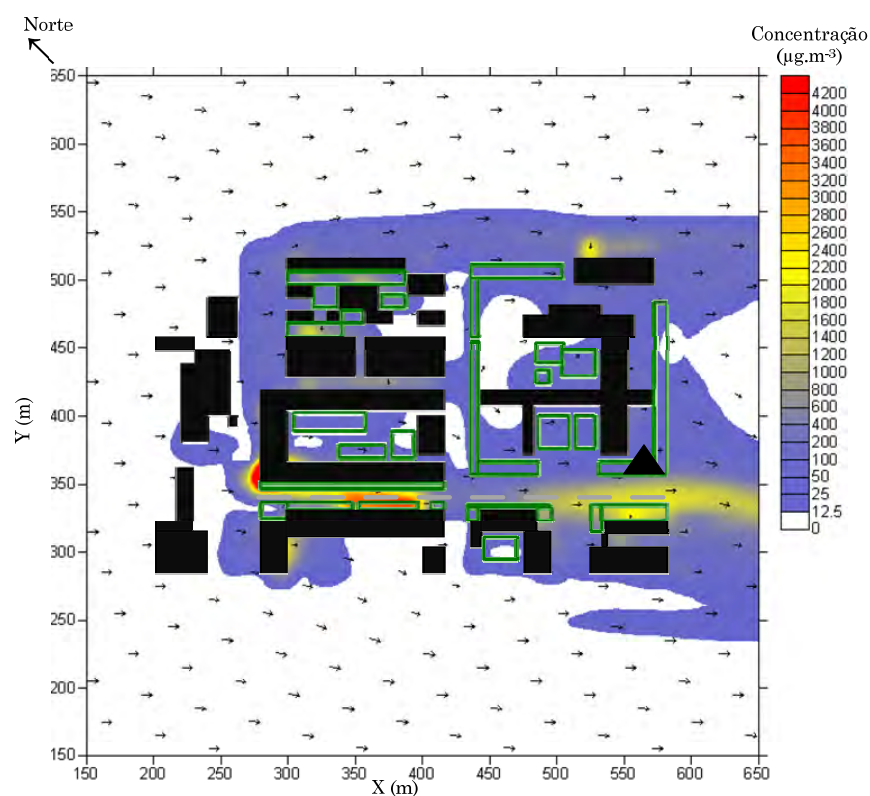


Figura C-15: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 7:00 – 8:00.

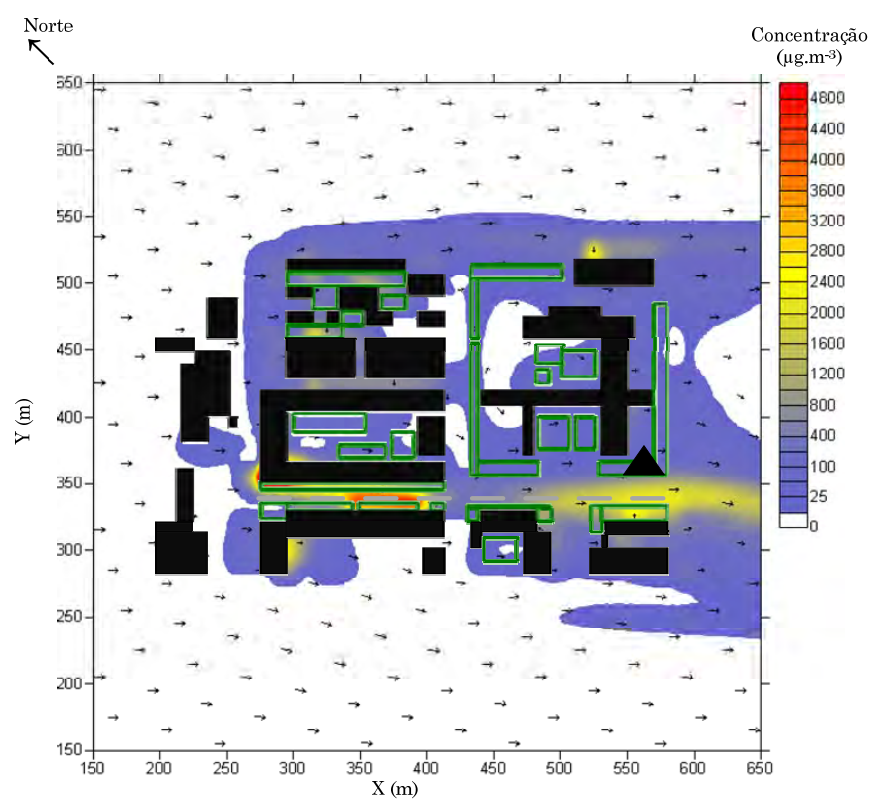


Figura C-16: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 8:00 – 9:00.

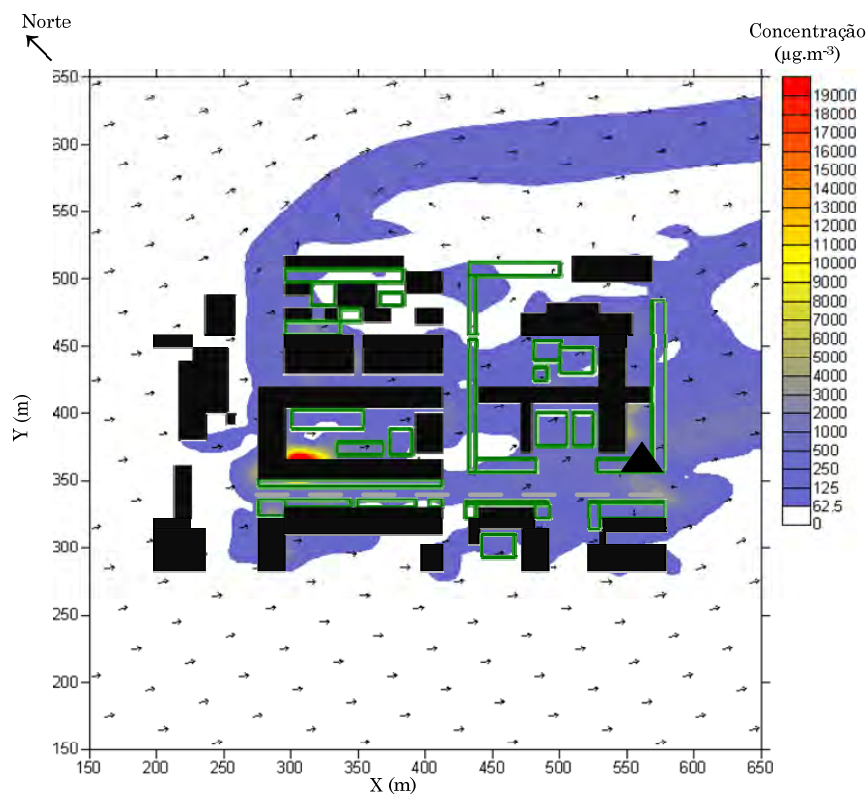


Figura C-17: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 9:00 – 10:00.

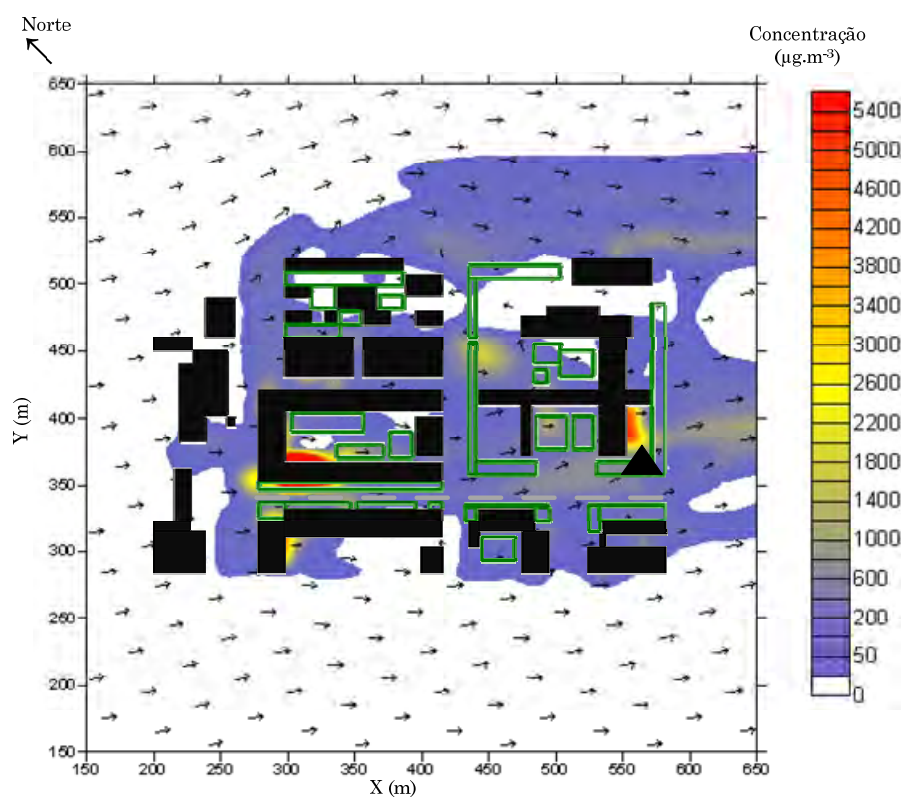


Figura C-18: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 10:00 – 11:00.

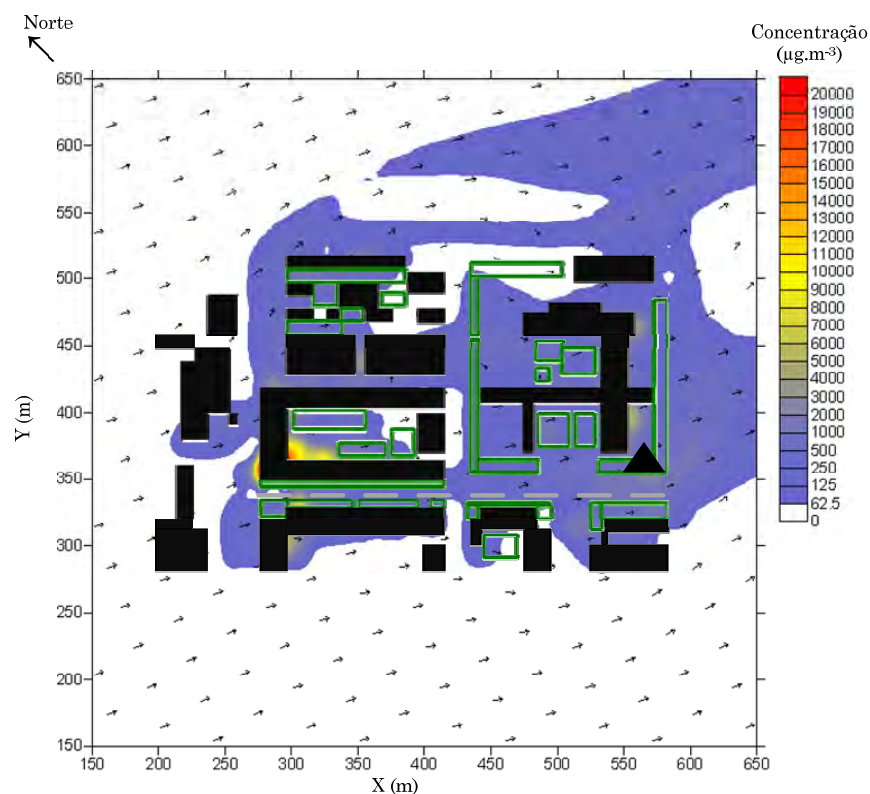


Figura C-19: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 11:00 – 12:00.

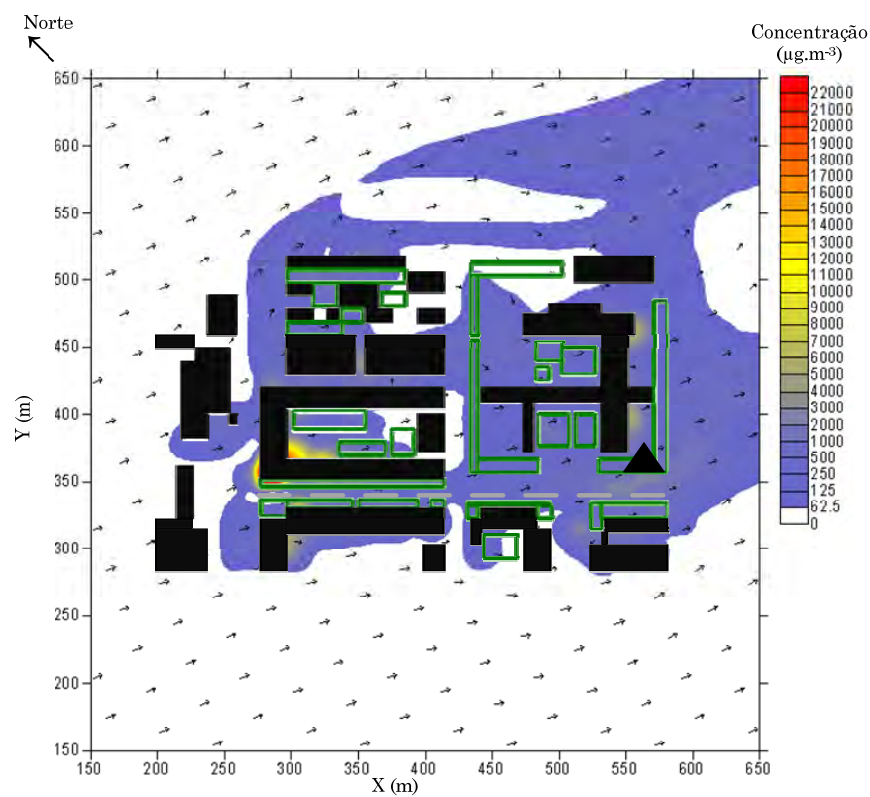


Figura C-20: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 12:00 – 13:00.

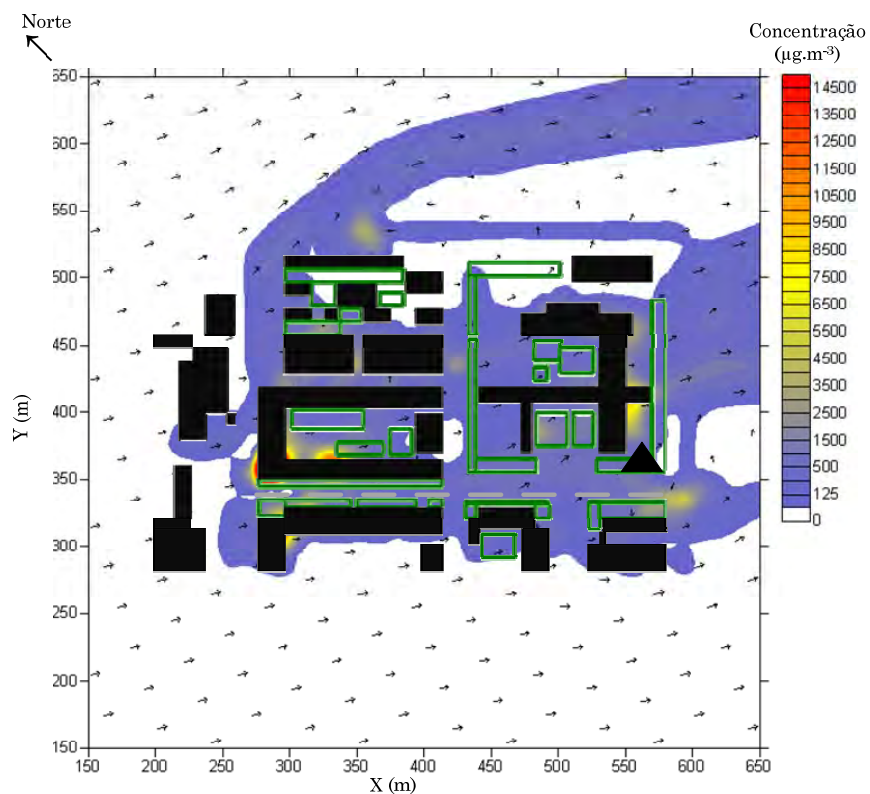


Figura C-21: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 13:00 – 14:00.

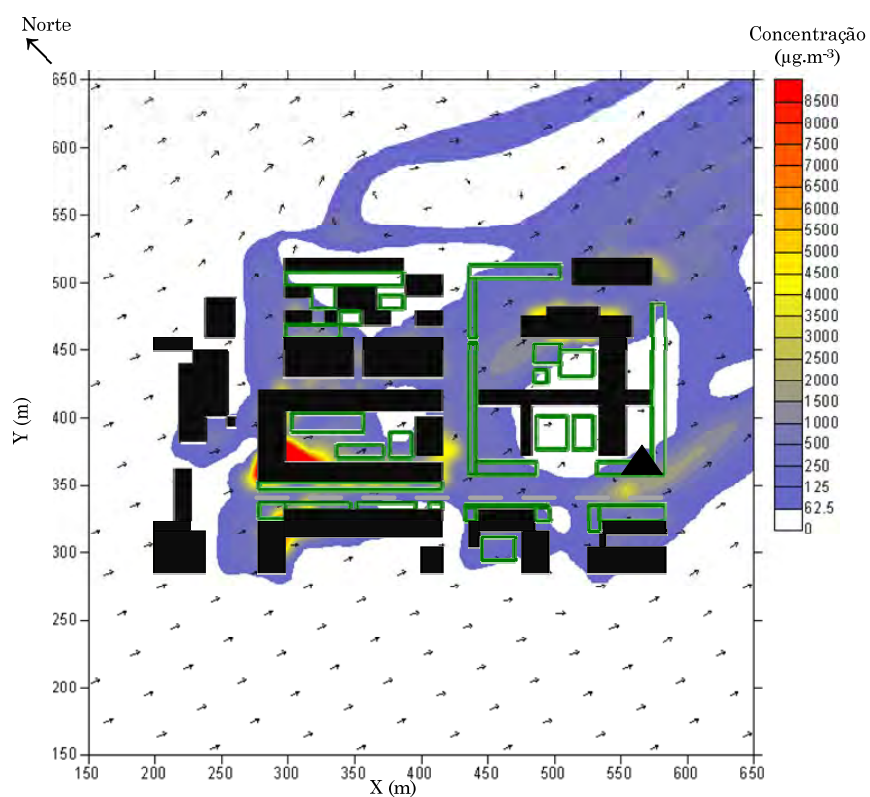


Figura C-22: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 14:00 – 15:00.

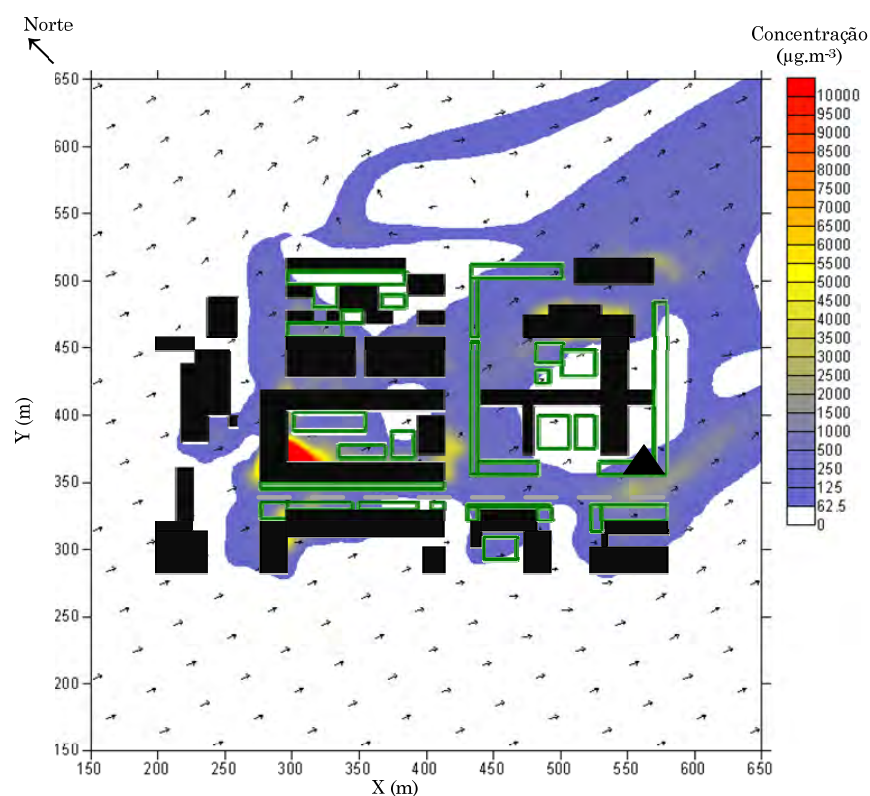


Figura C-23: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 15:00 – 16:00.

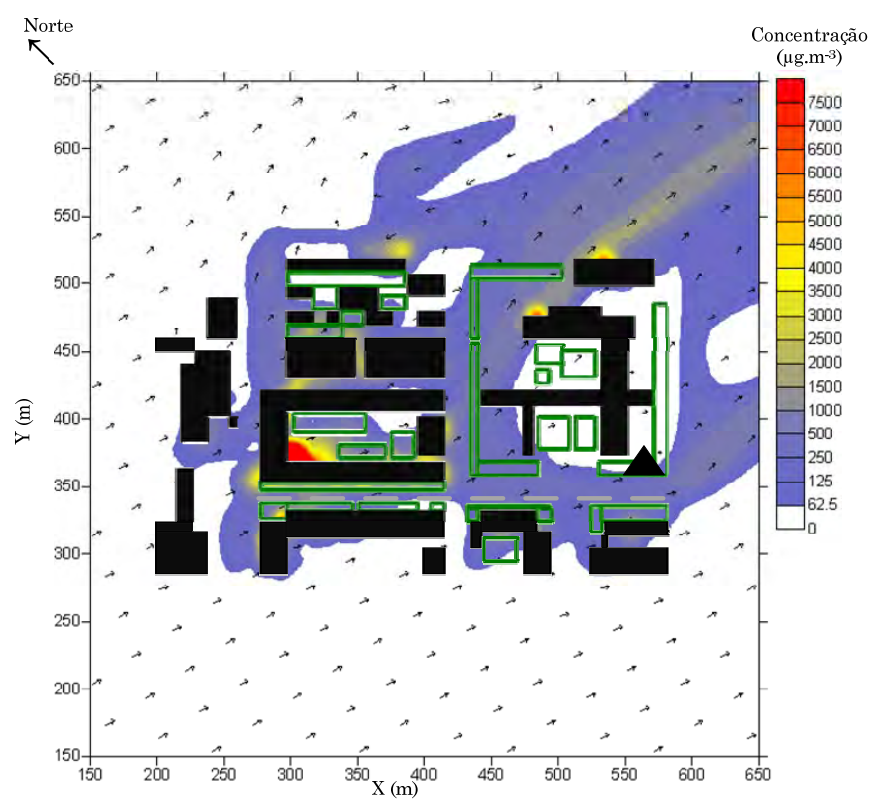


Figura C-24: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 16:00 – 17:00.

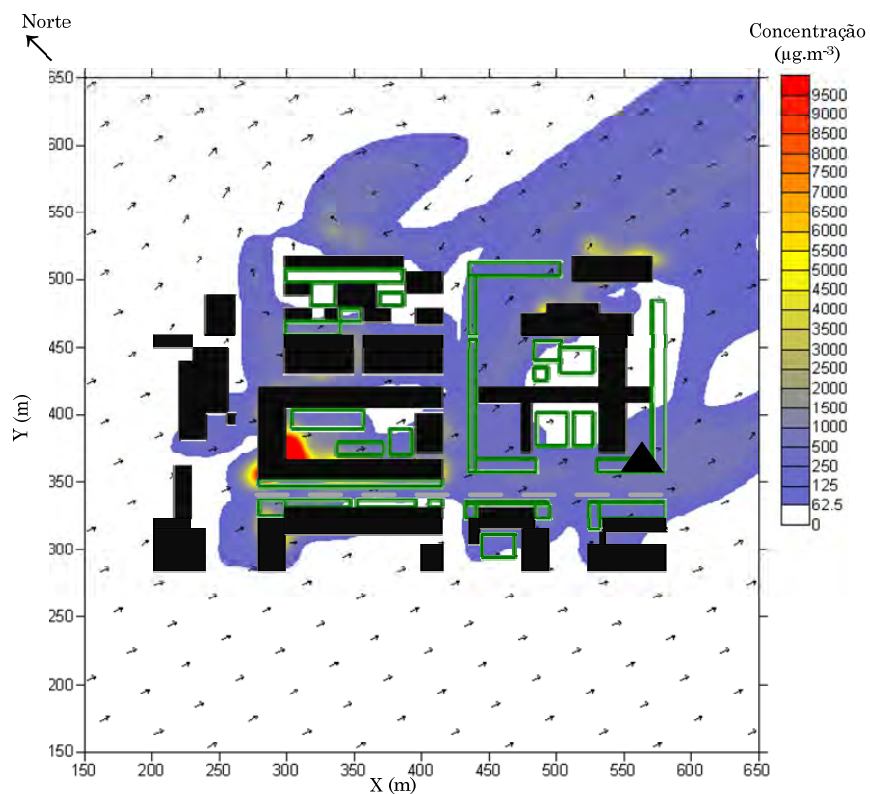


Figura C-25: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 17:00 – 18:00.

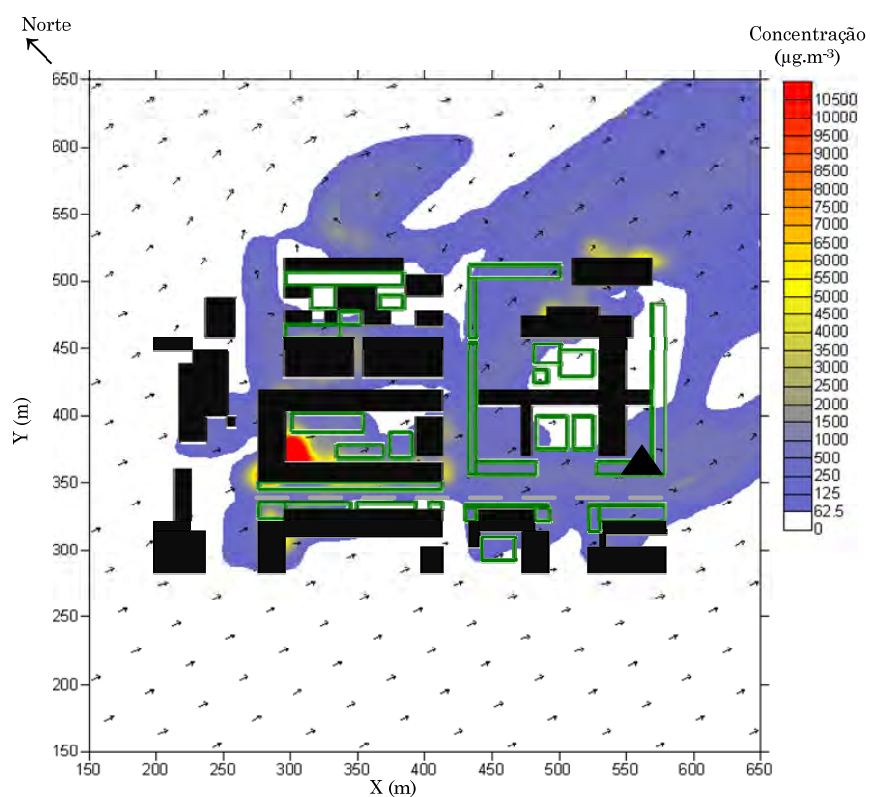


Figura C-26: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 18:00 – 19:00.

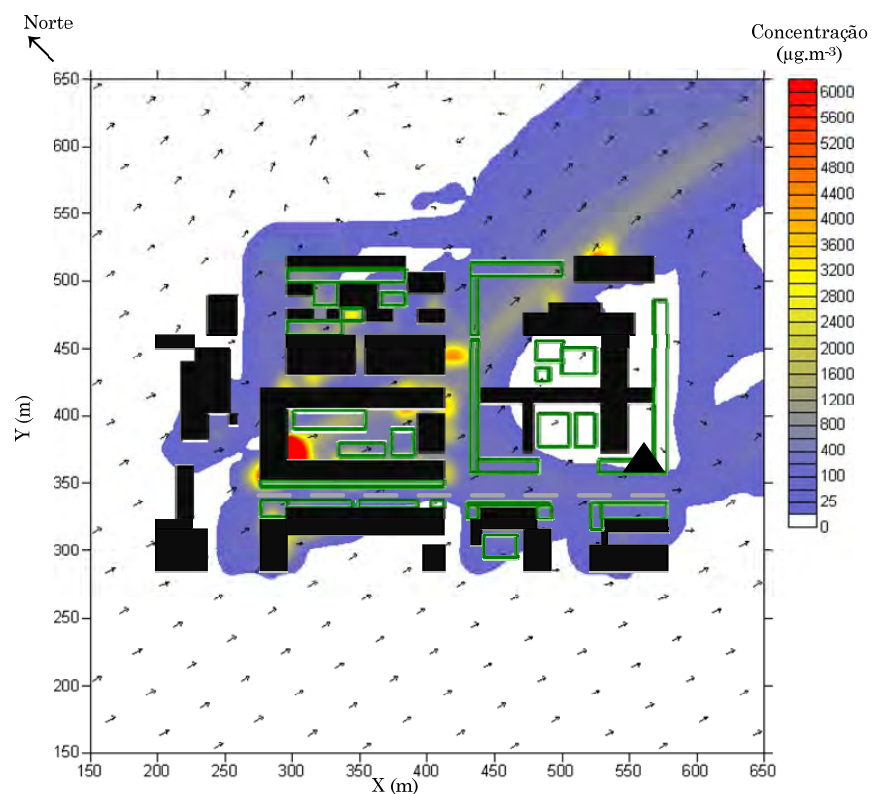


Figura C-27: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 19:00 – 20:00.

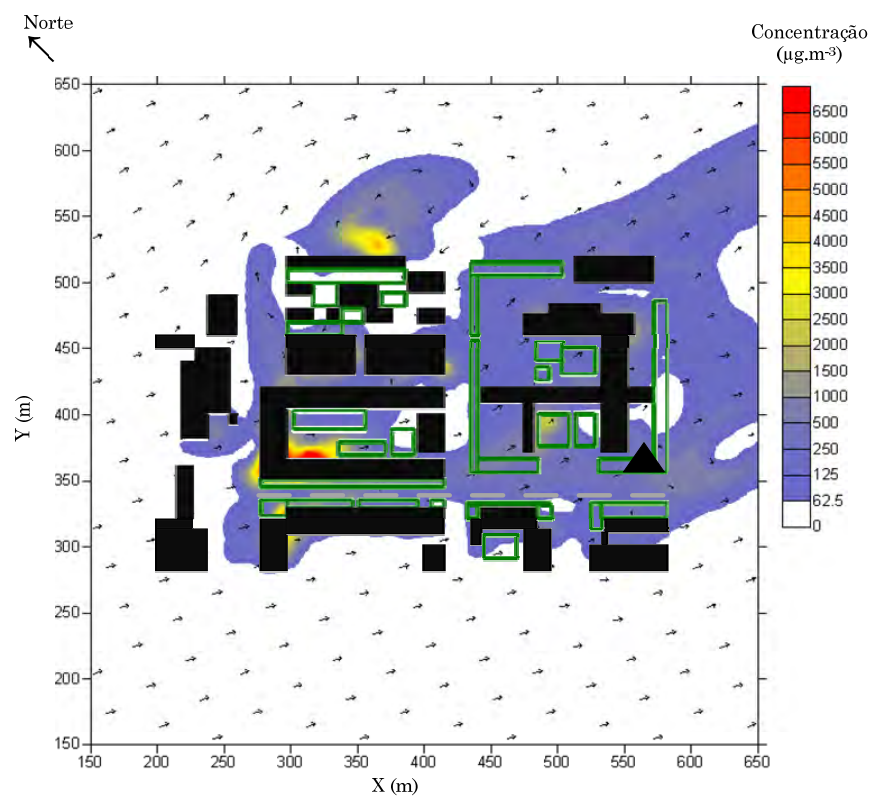


Figura C-28: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 20:00 – 21:00.

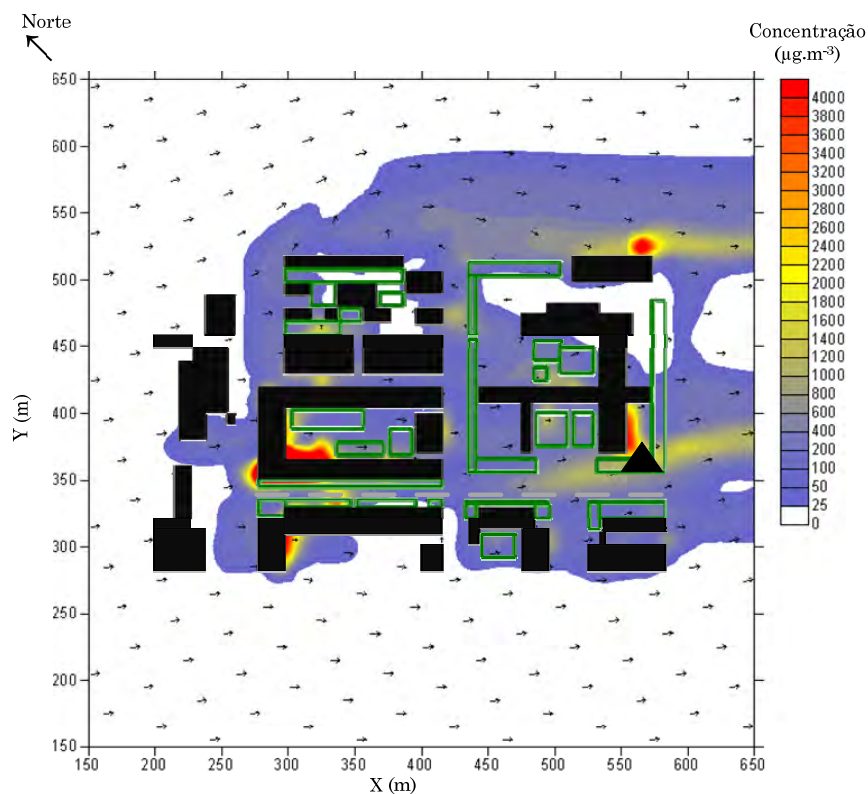


Figura C-29: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 21:00 – 22:00.

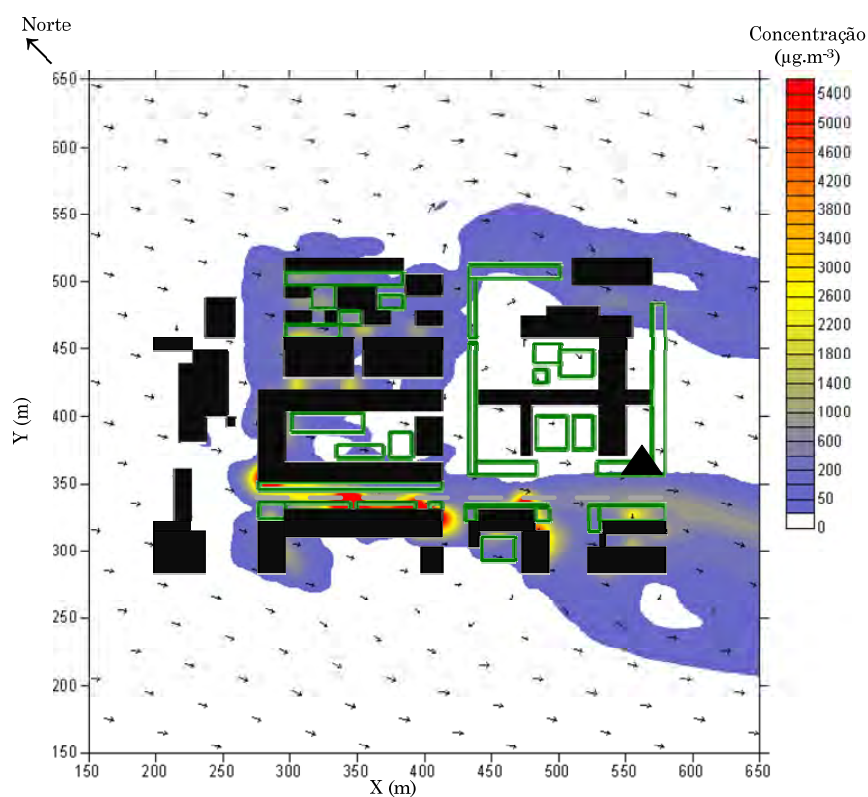


Figura C-30: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 22:00 – 23:00.

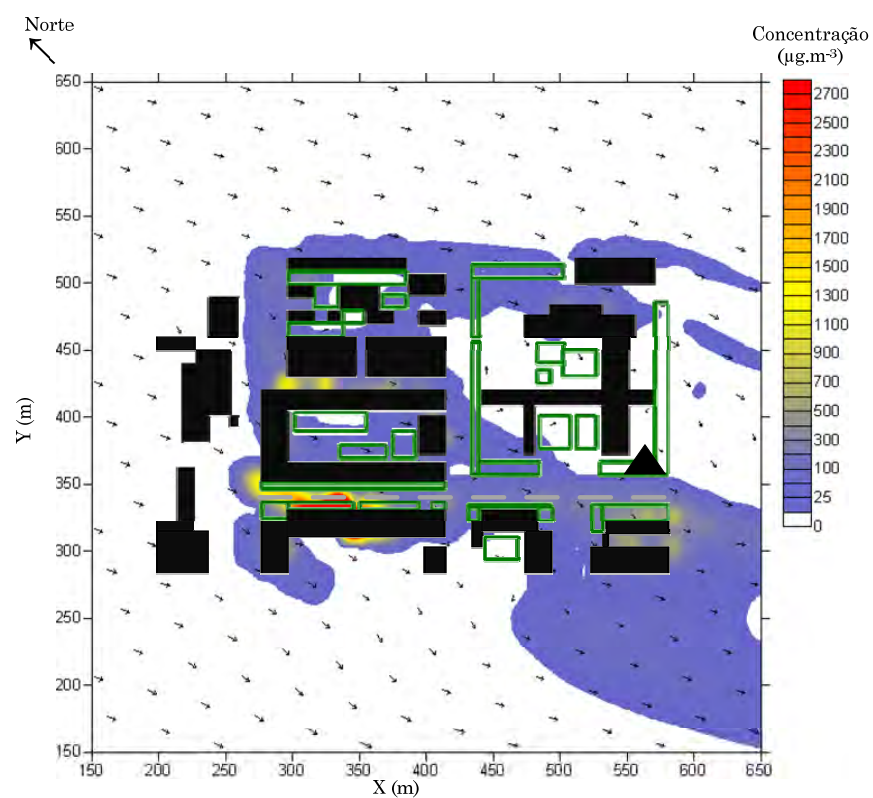


Figura C-31: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de CO a 10 m, 23:00 – 24:00.

Anexo D – Aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para simulação das concentrações de PM10 sem o módulo URVEGE

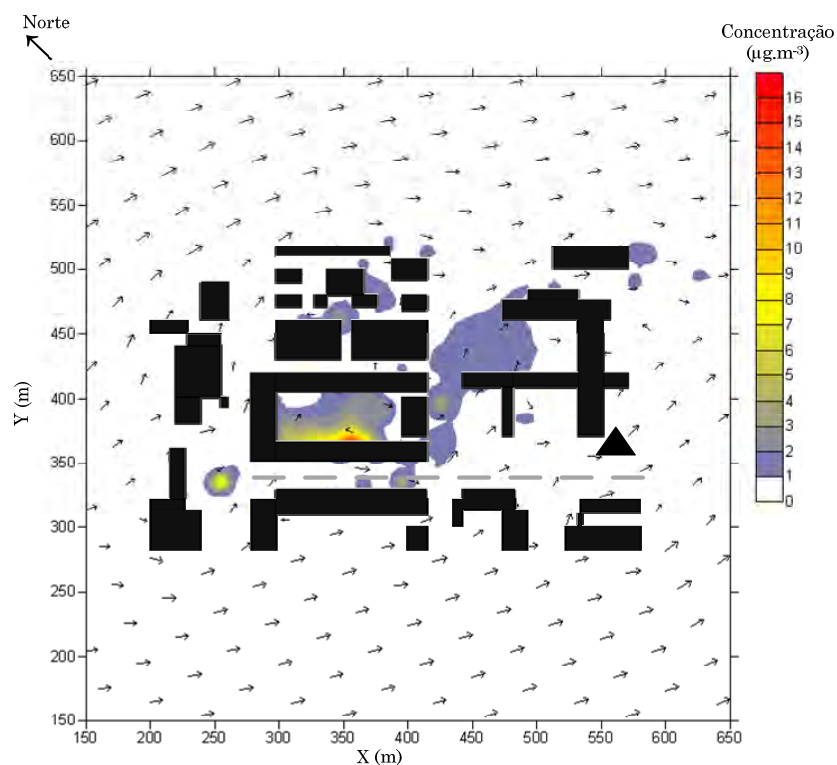


Figura D-1: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 0:00 – 1:00.

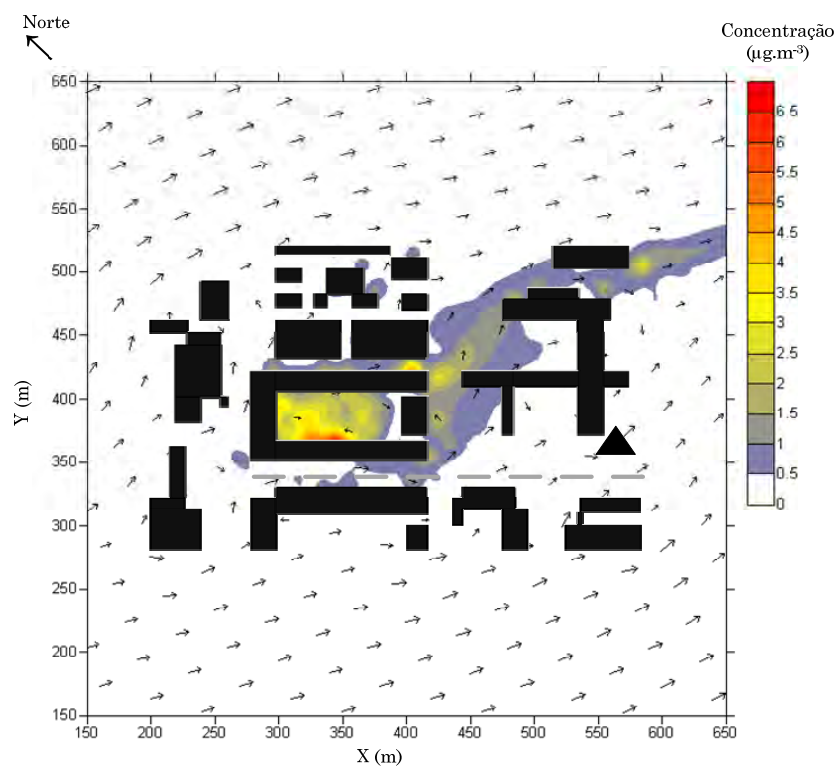


Figura D-2: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 1:00 – 2:00.

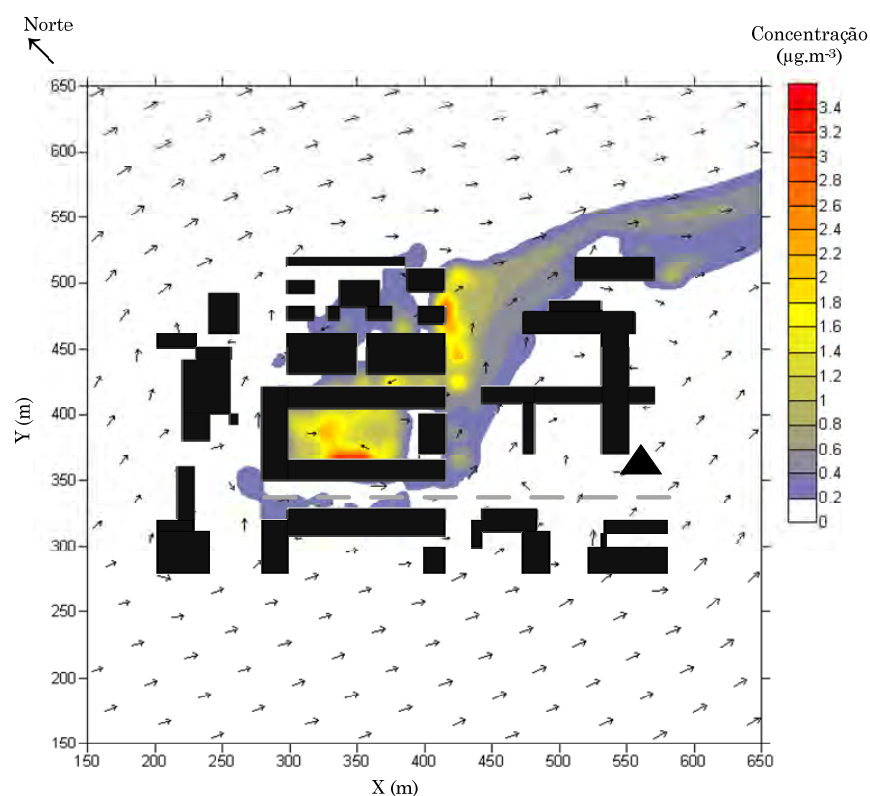


Figura D-3: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 2:00 – 3:00.

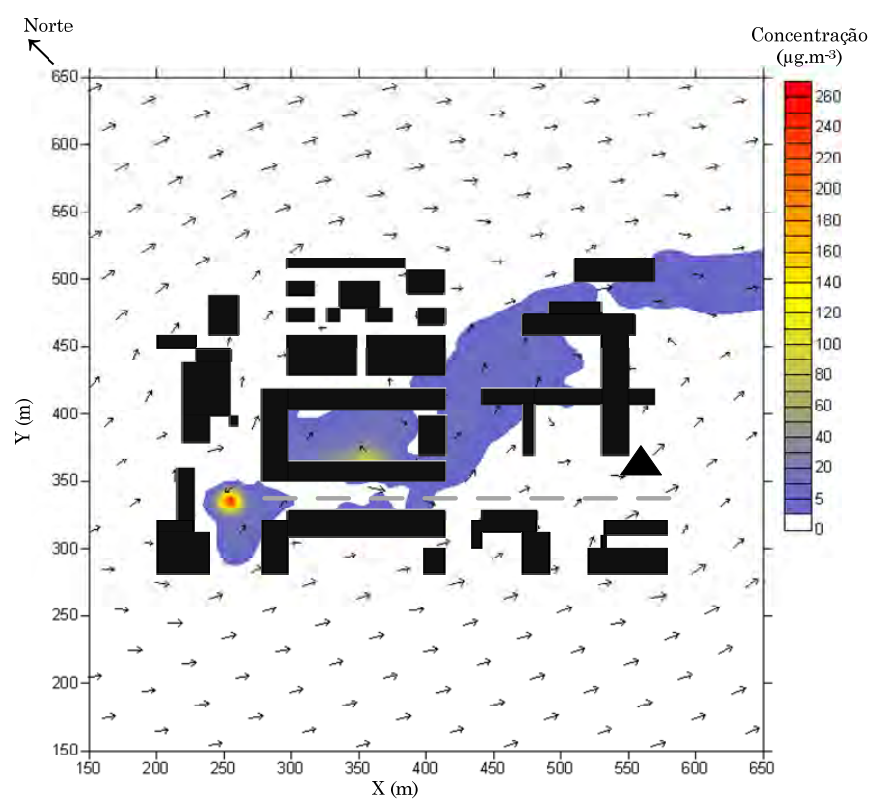


Figura D-4: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 3:00 – 4:00.

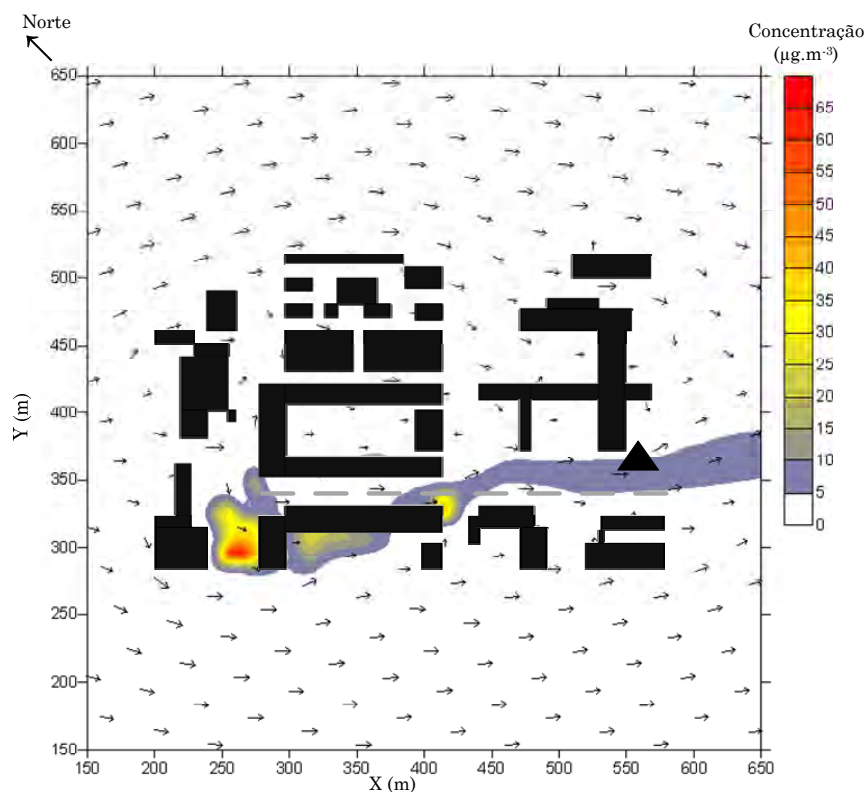


Figura D-5: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 4:00 – 5:00.

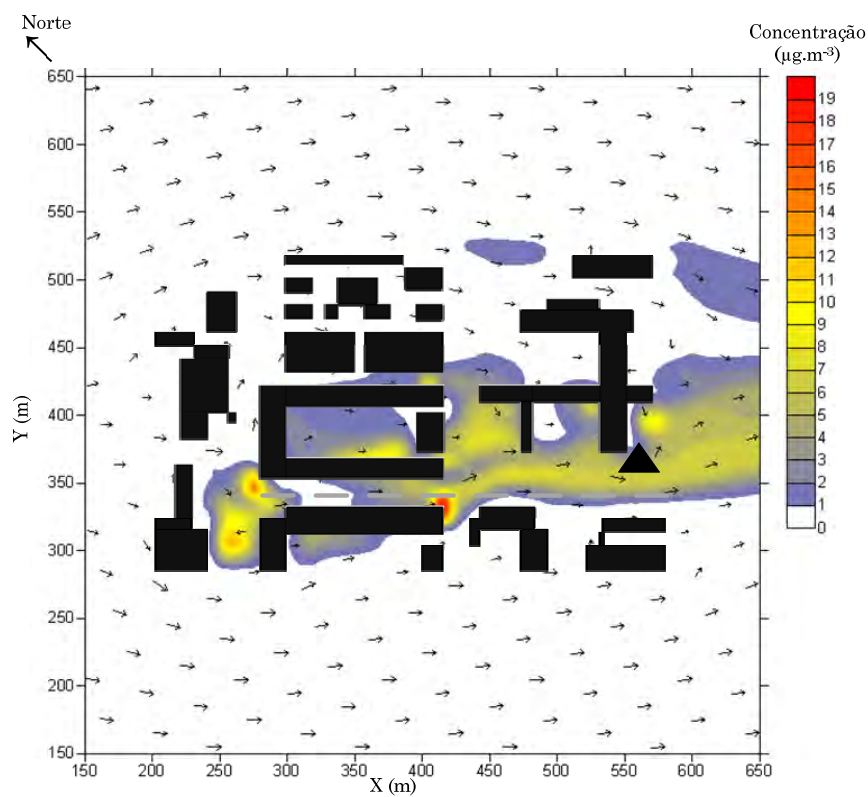


Figura D-6: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 5:00 – 6:00.

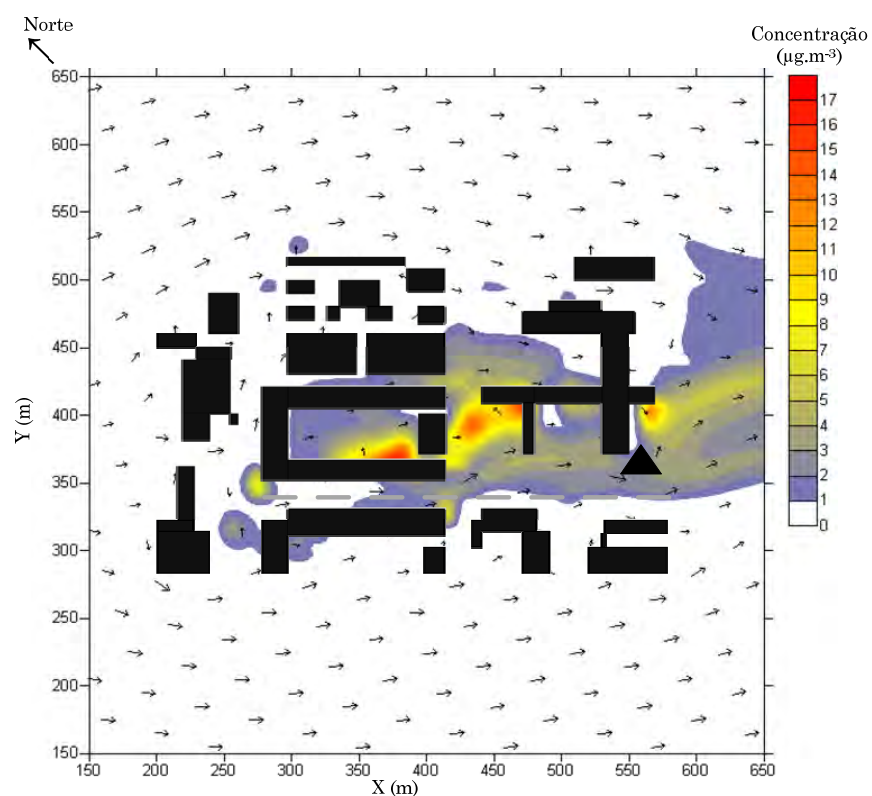


Figura D-7: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 6:00 – 7:00.

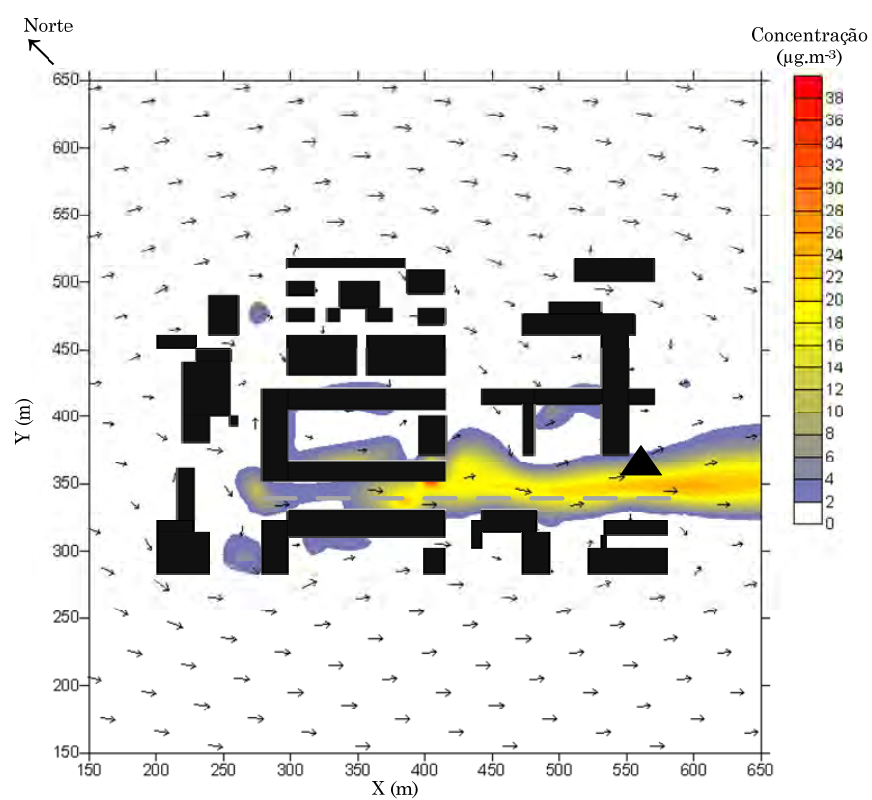


Figura D-8: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 7:00 – 8:00.

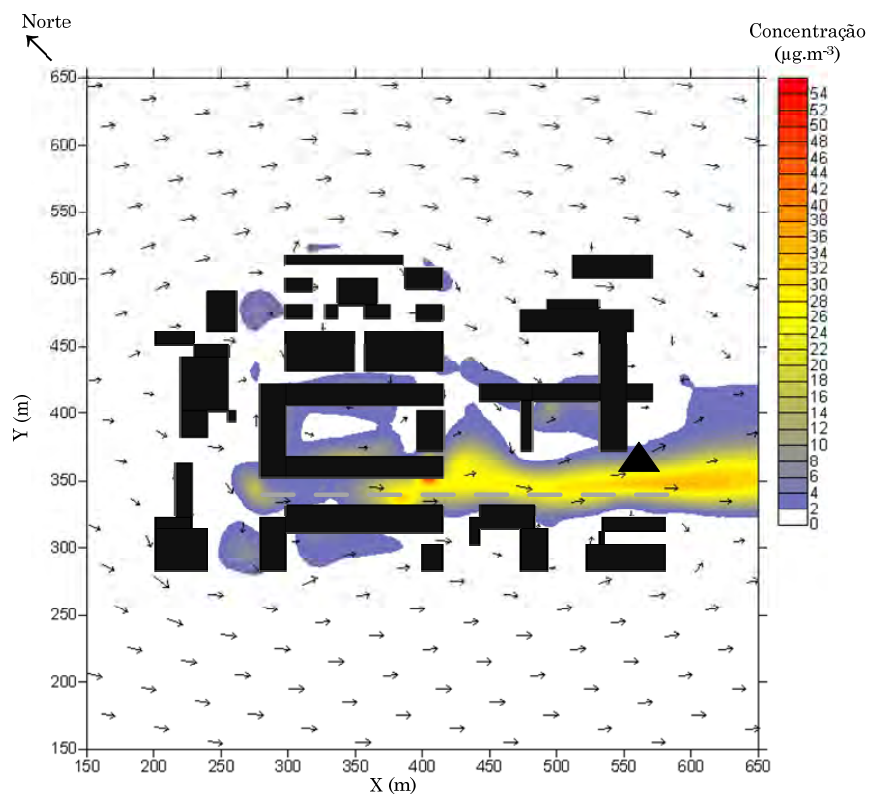


Figura D-9: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 8:00 – 9:00.

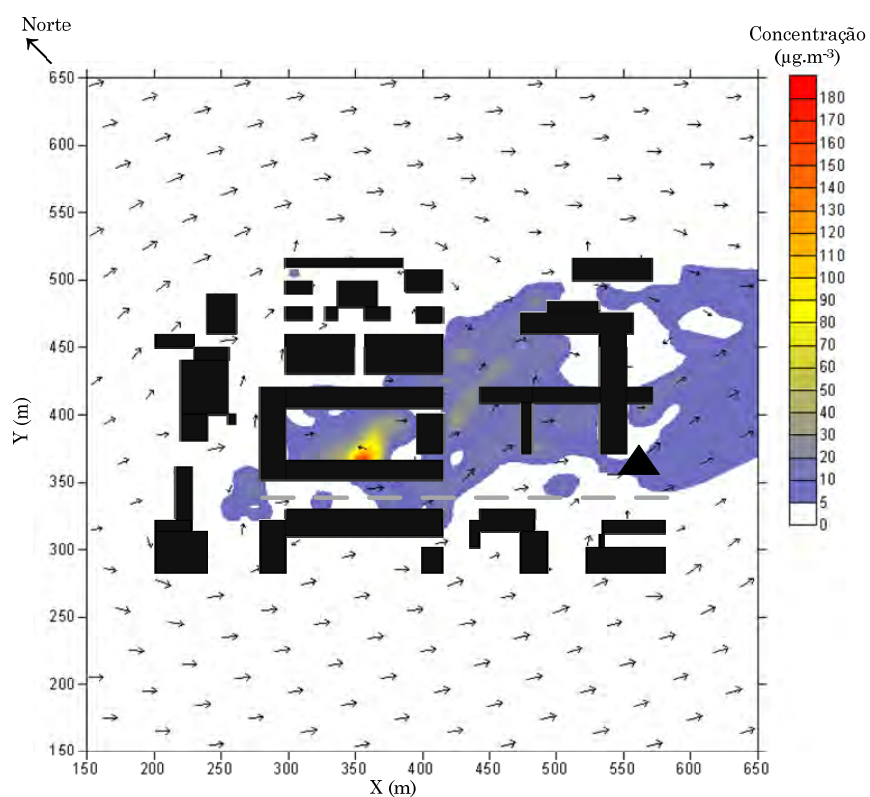


Figura D-10: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 9:00 – 10:00.

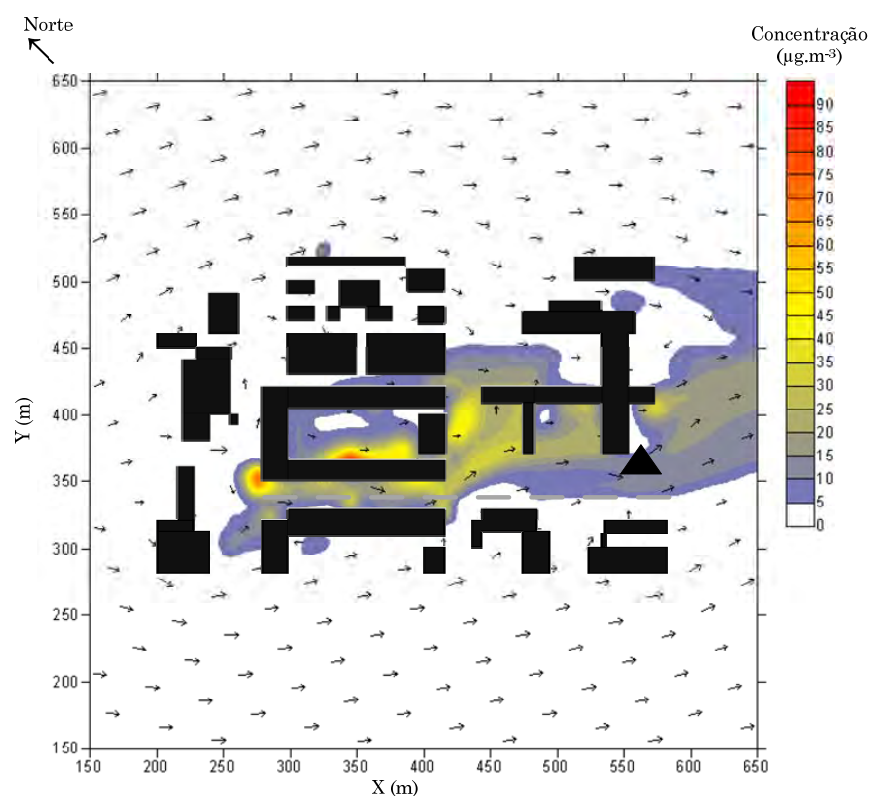


Figura D-11: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 10:00 – 11:00.

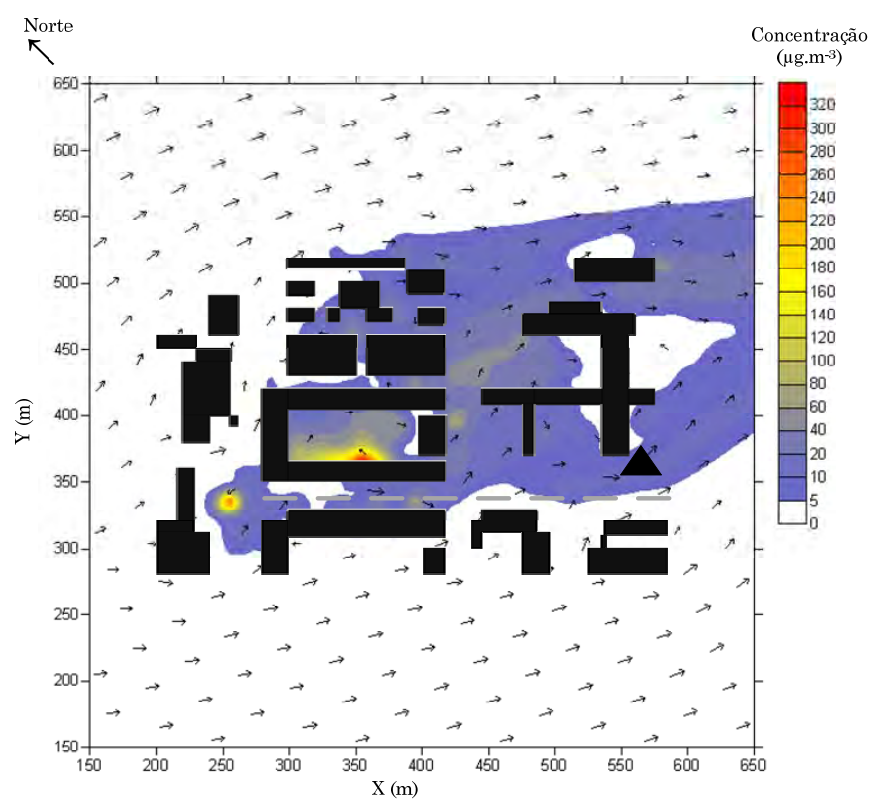


Figura D-12: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 11:00 – 12:00.

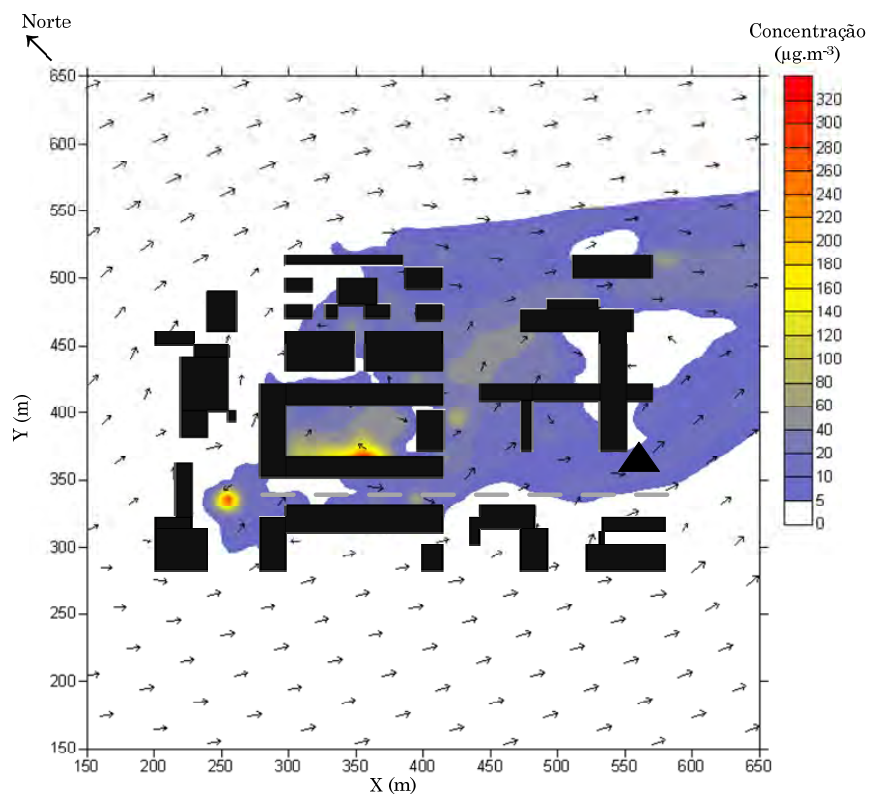


Figura D-13: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 12:00 – 13:00.

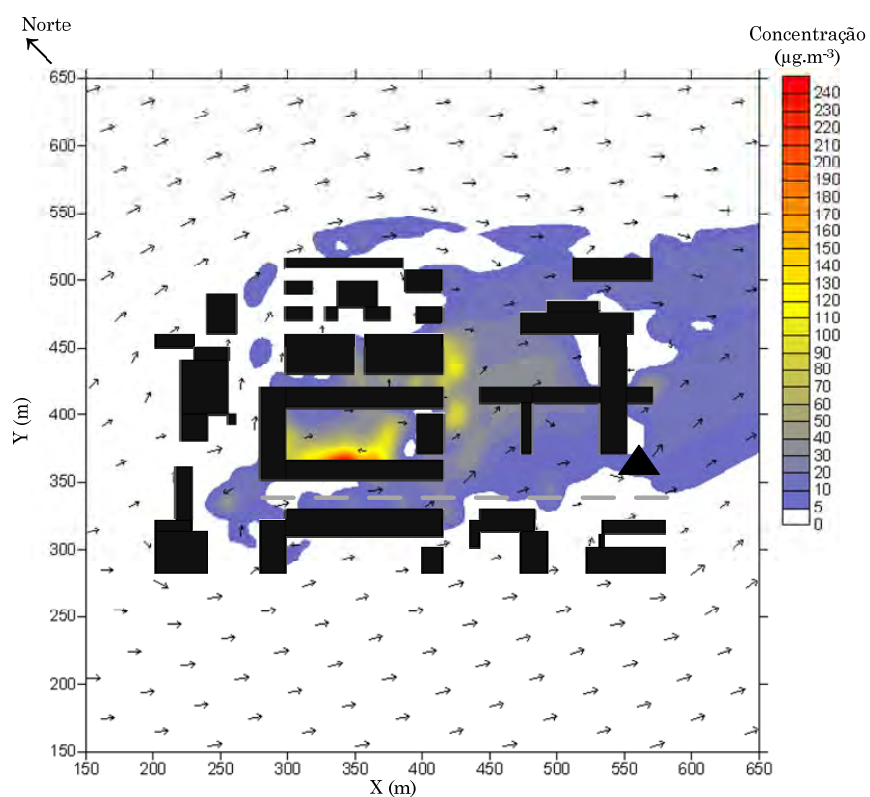


Figura D-14: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 13:00 – 14:00.

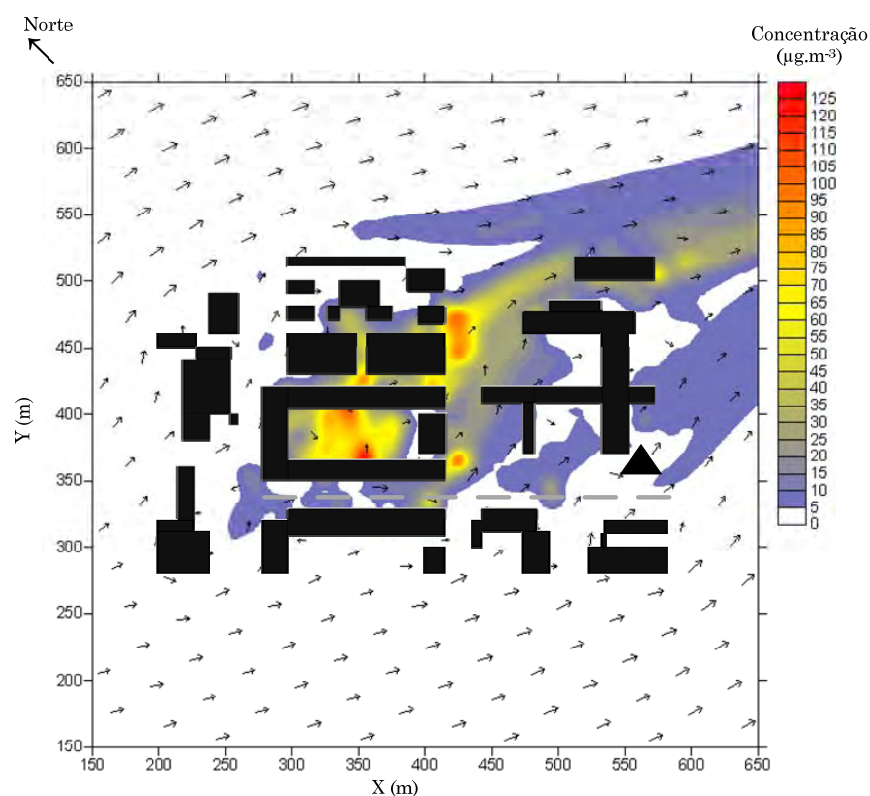


Figura D-15: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 14:00 – 15:00.

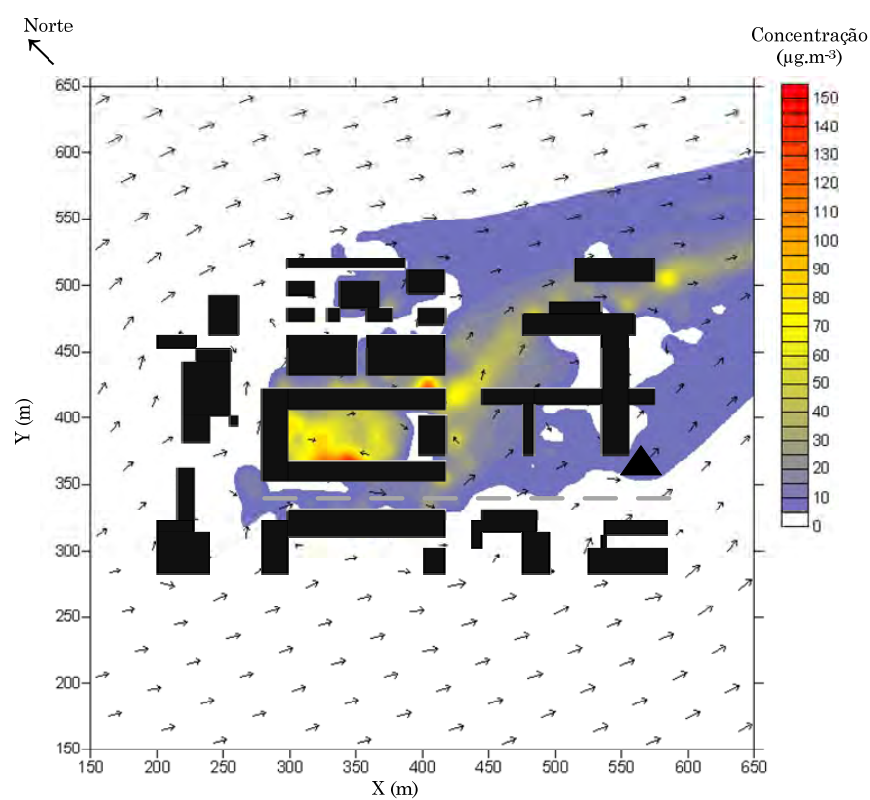


Figura D-16: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 15:00 – 16:00.

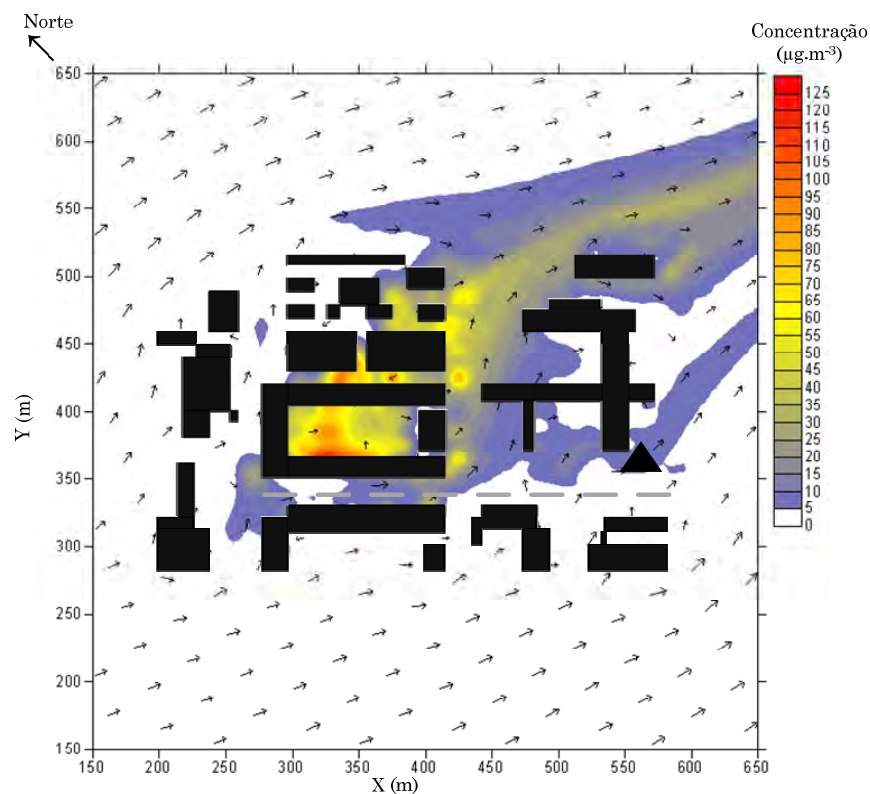


Figura D-17: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 16:00 – 17:00.

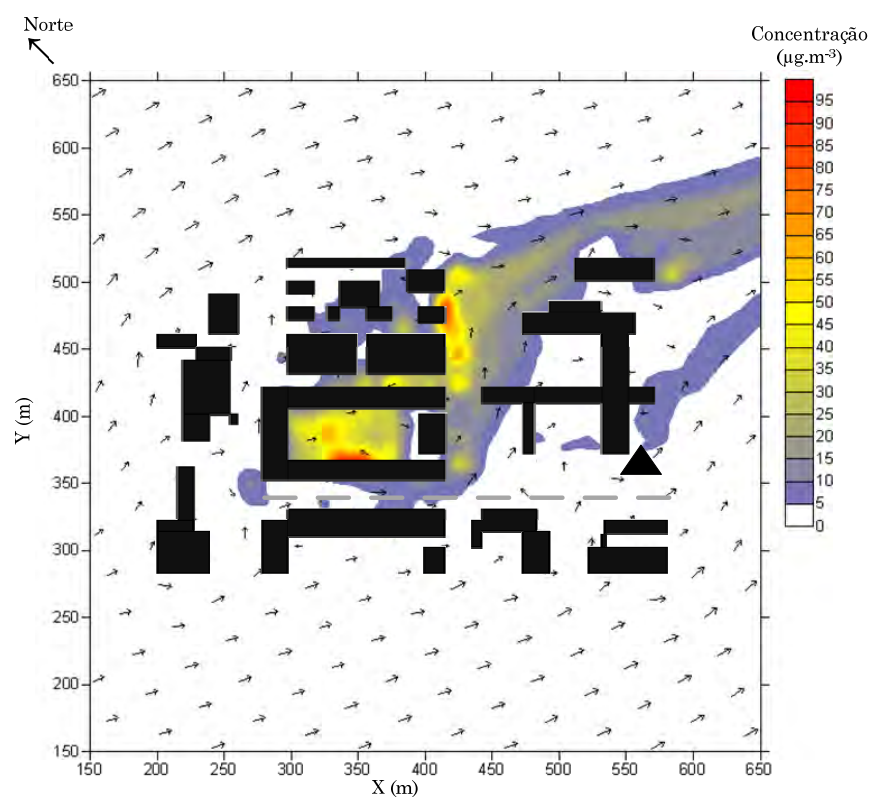


Figura D-18: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 17:00 – 18:00.

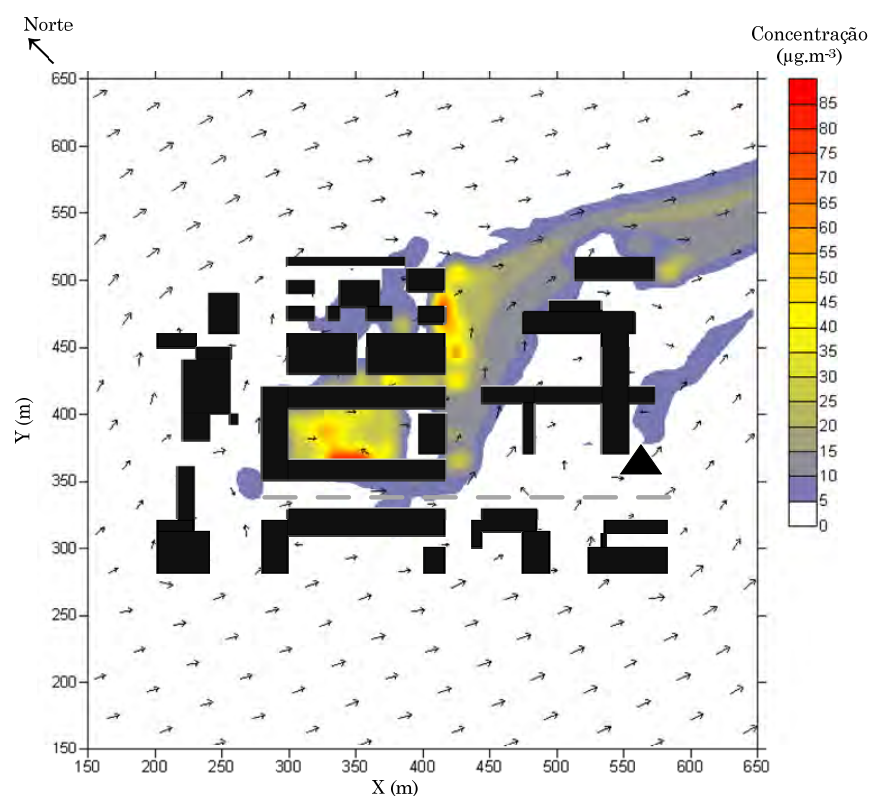


Figura D-19: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 18:00 – 19:00.

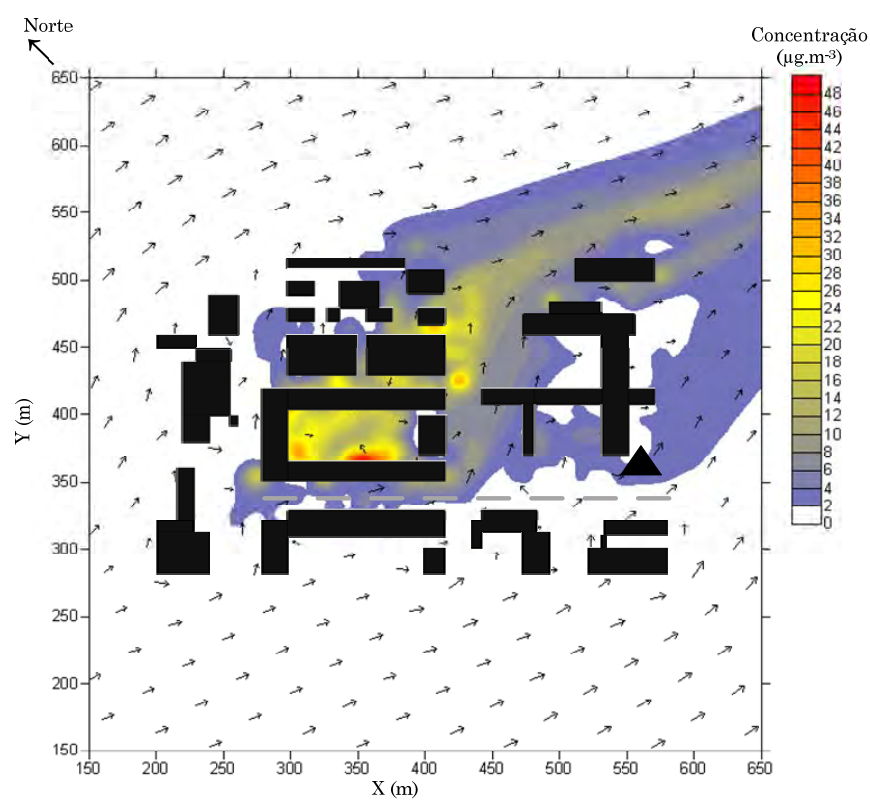


Figura D-20: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 19:00 – 20:00.

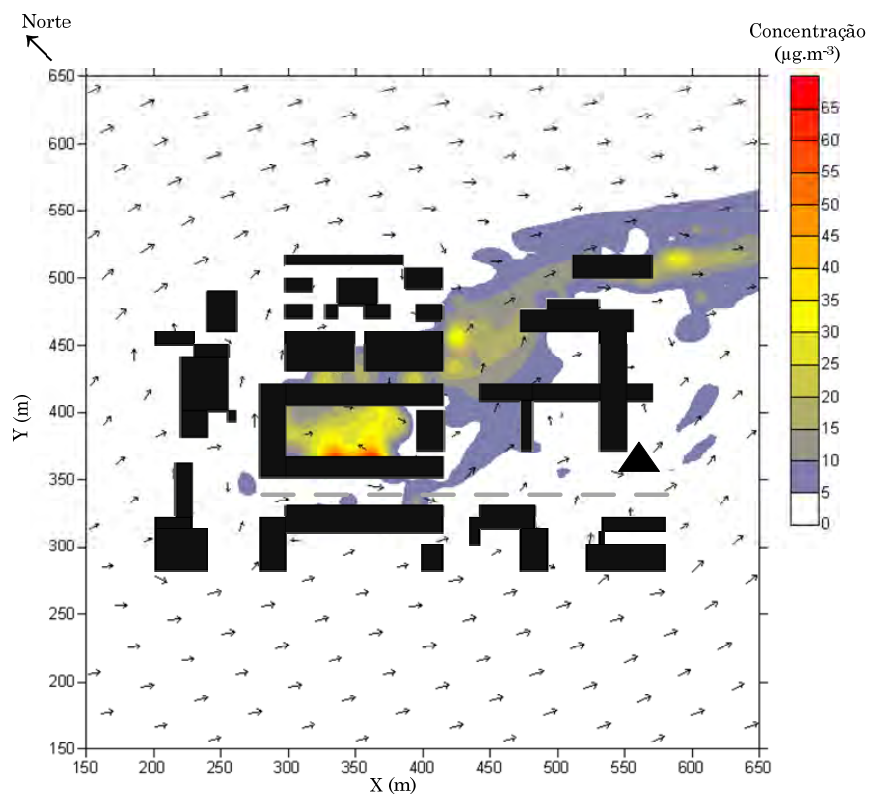


Figura D-21: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 20:00 – 21:00.

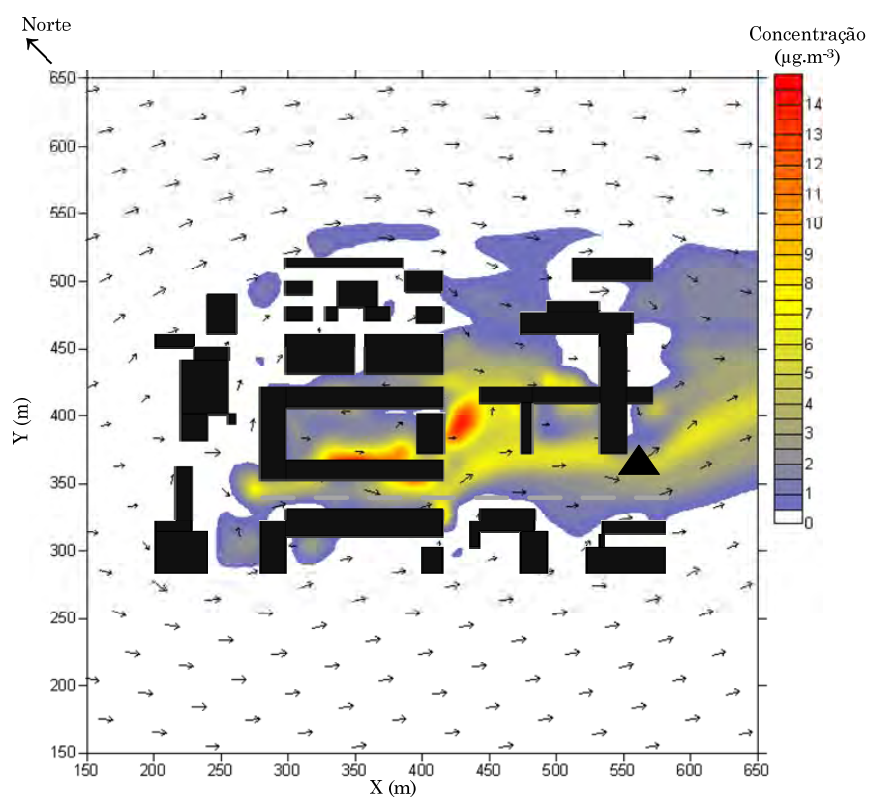


Figura D-22: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 21:00 – 22:00.

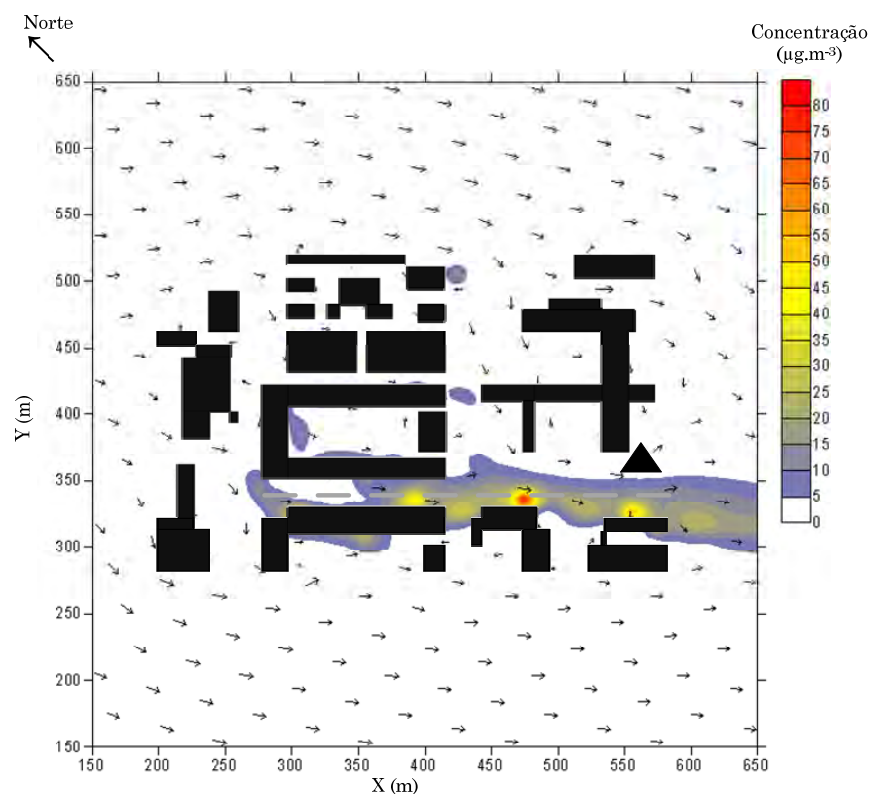


Figura D-23: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 22:00 – 23:00.

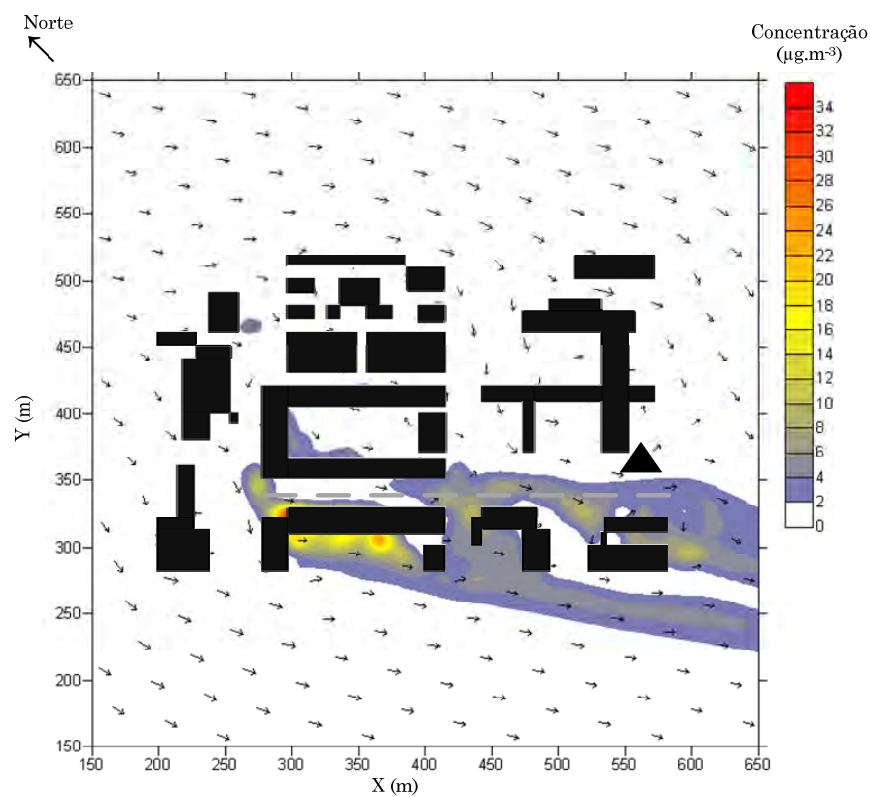


Figura D-24: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 23:00 – 24:00.

Anexo E – Aplicação do modelo VADIS ao caso de estudo para simulação das concentrações de PM10 com o módulo URVEGE

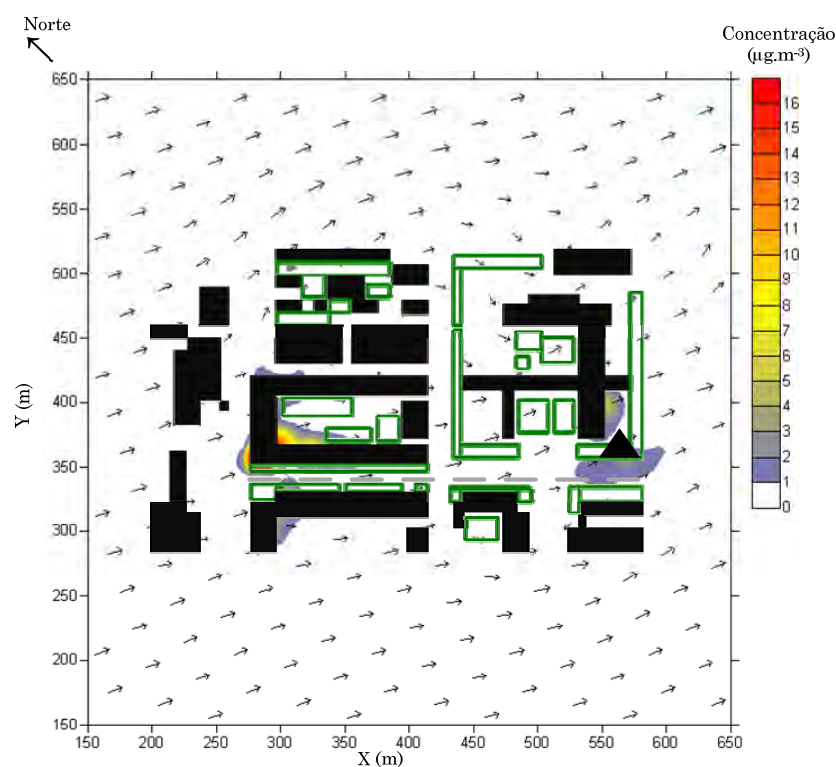


Figura E-1: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 0:00 – 1:00.

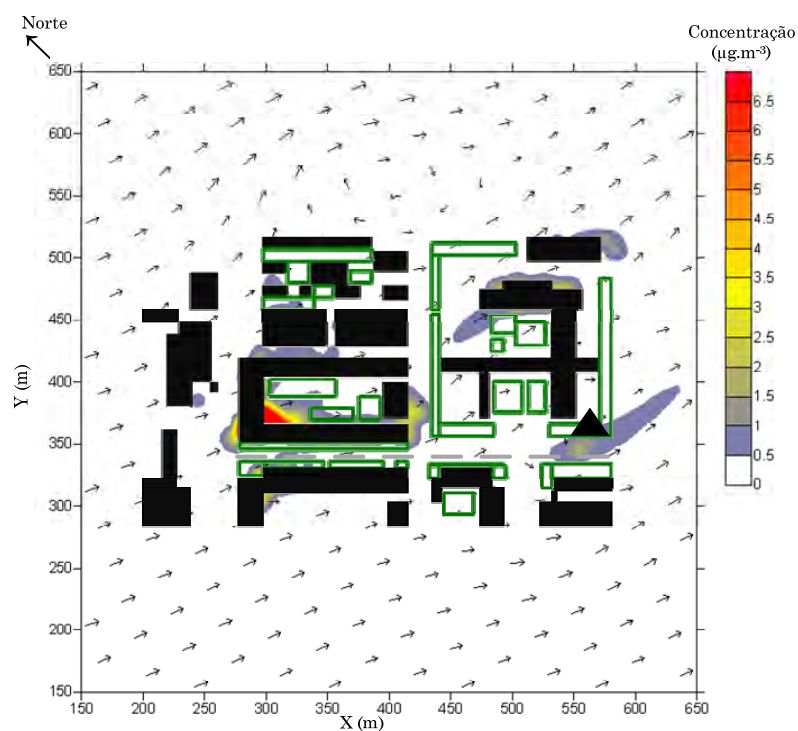


Figura E-2: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 1:00 – 2:00.

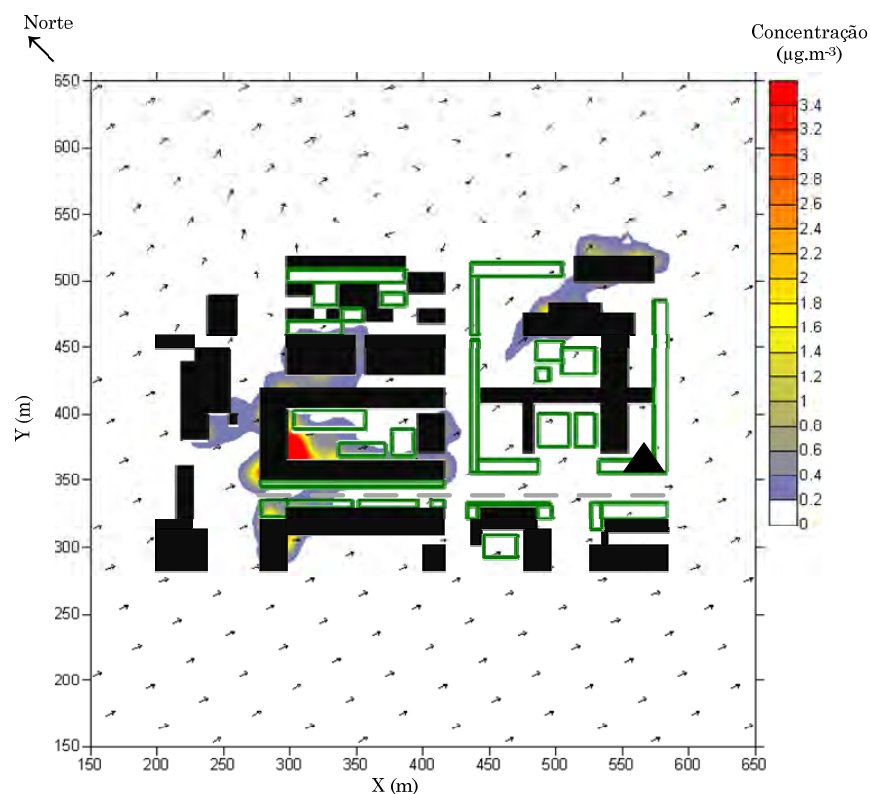


Figura E-3: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 2:00 – 3:00.

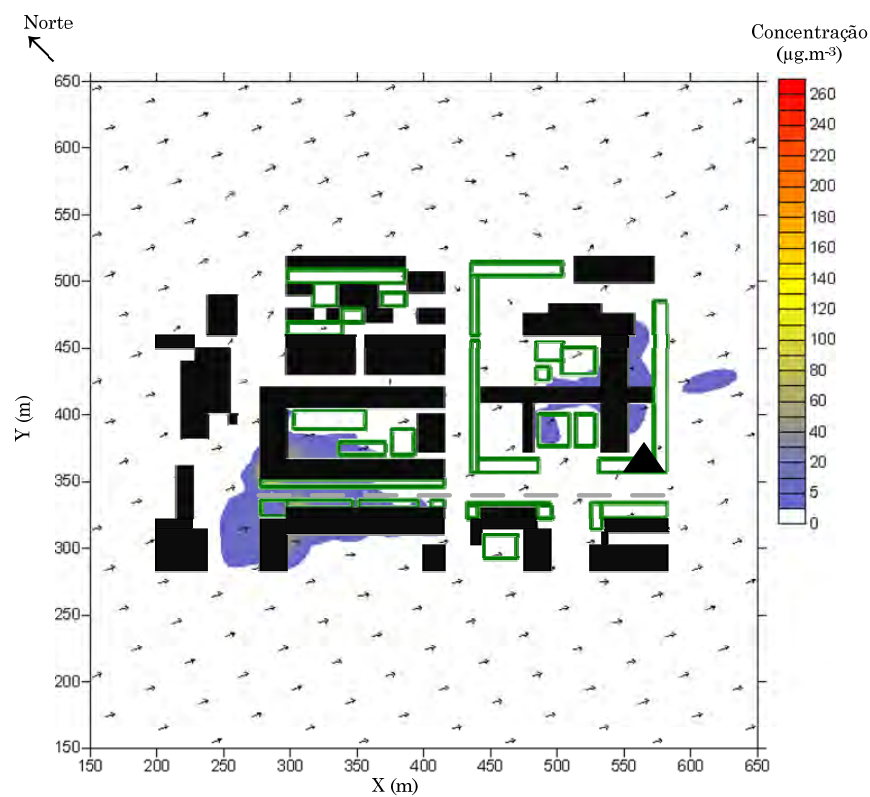


Figura E-4: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 3:00 – 4:00.

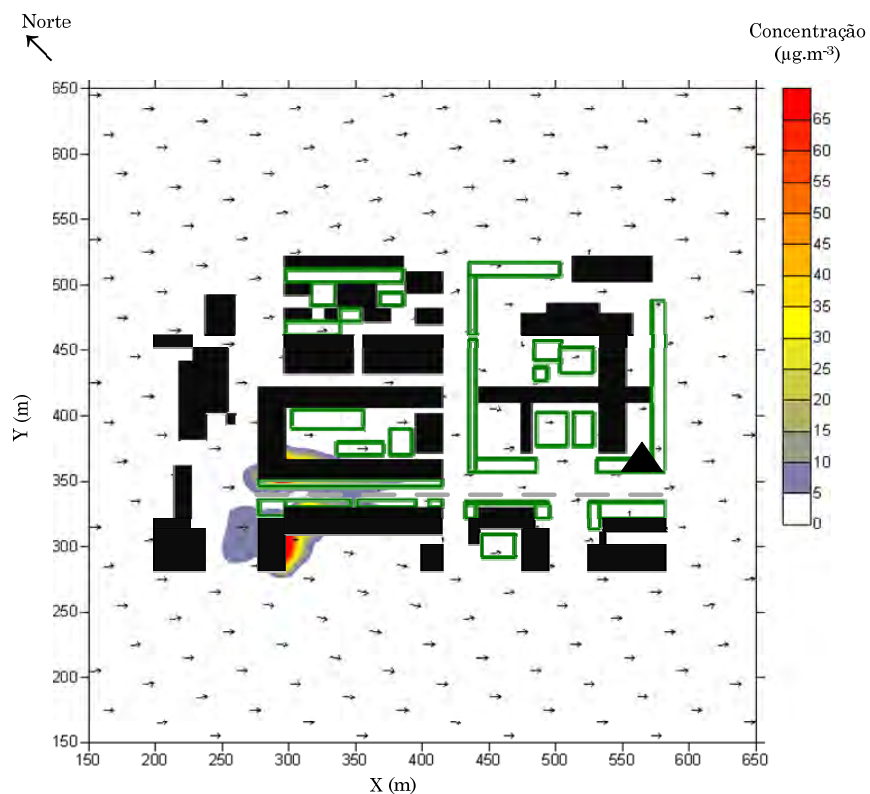


Figura E-5: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 4:00 – 5:00.

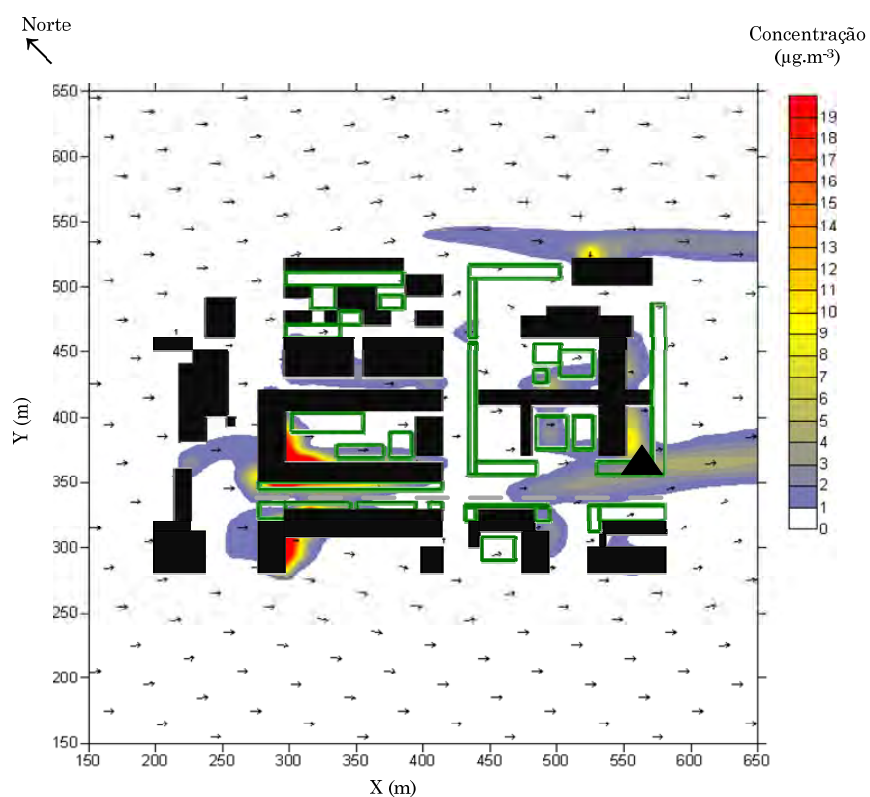


Figura E-6: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 5:00 – 6:00.

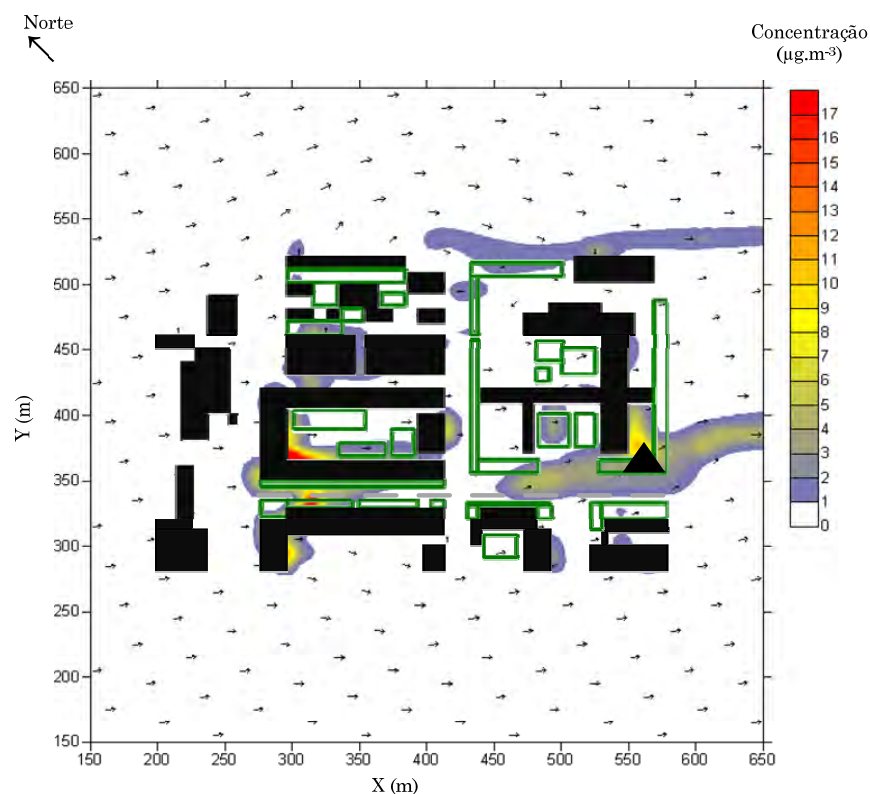


Figura E-7: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 6:00 – 7:00.

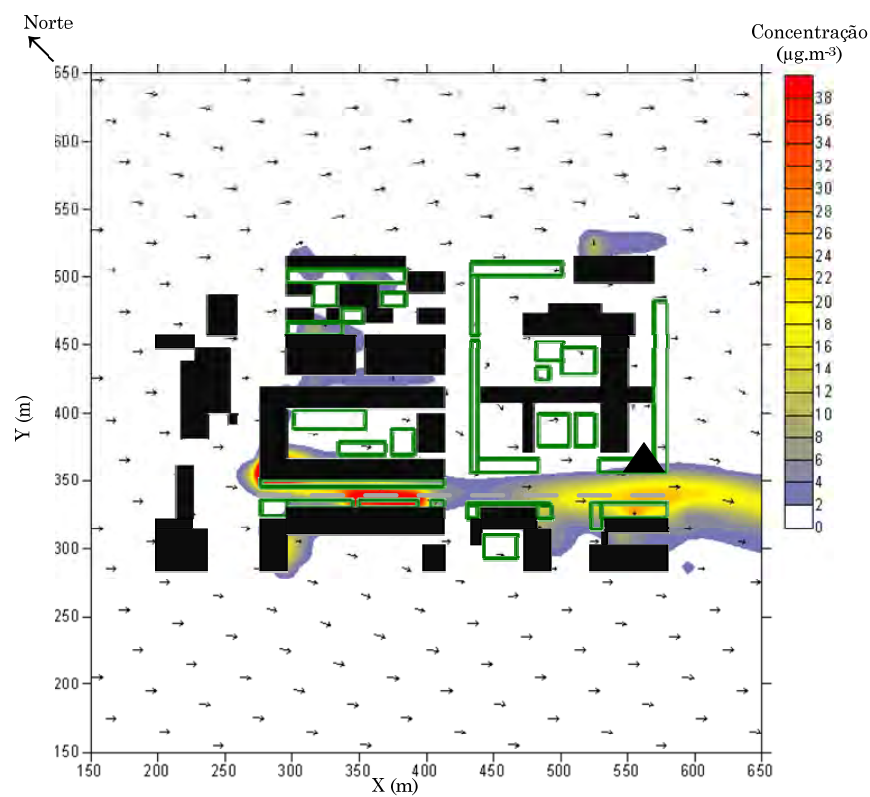


Figura E-8: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 7:00 – 8:00.

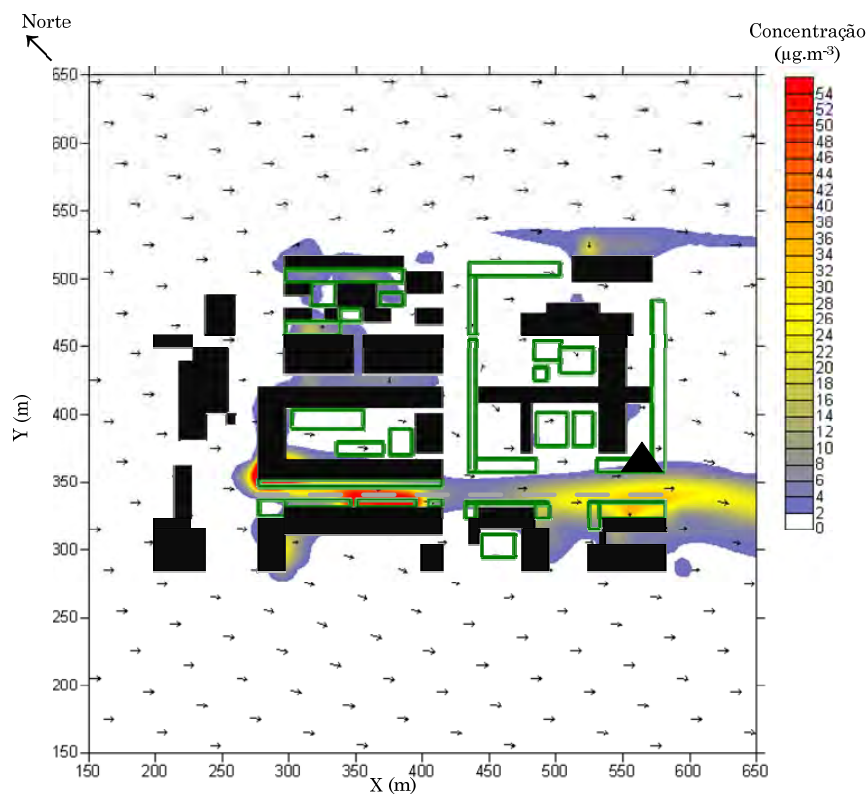


Figura E-9: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 8:00 – 9:00.

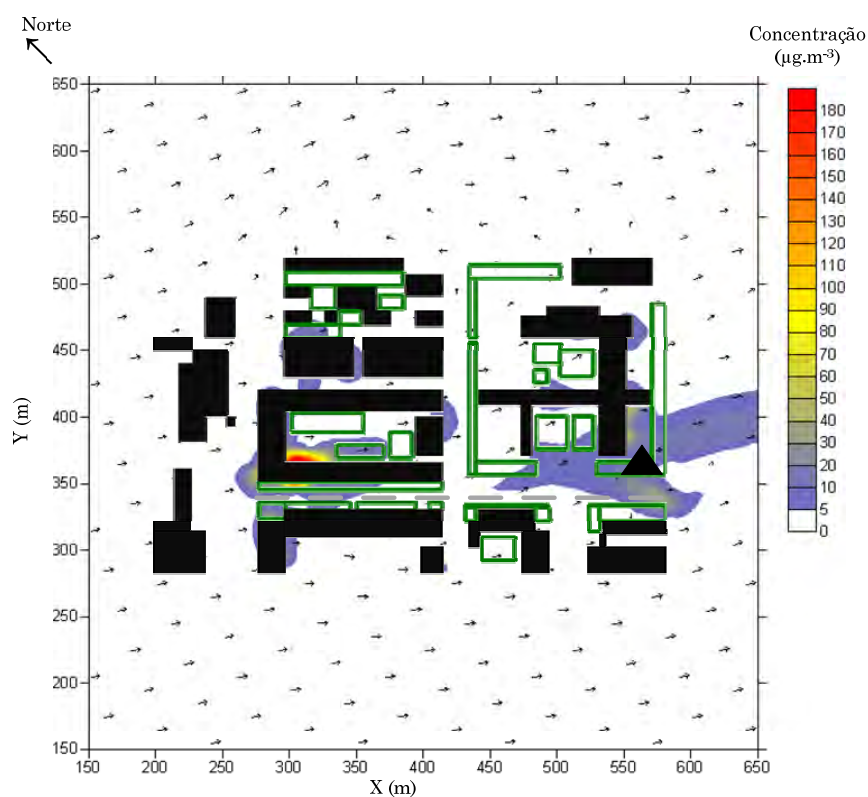


Figura E-10: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 9:00 – 10:00.

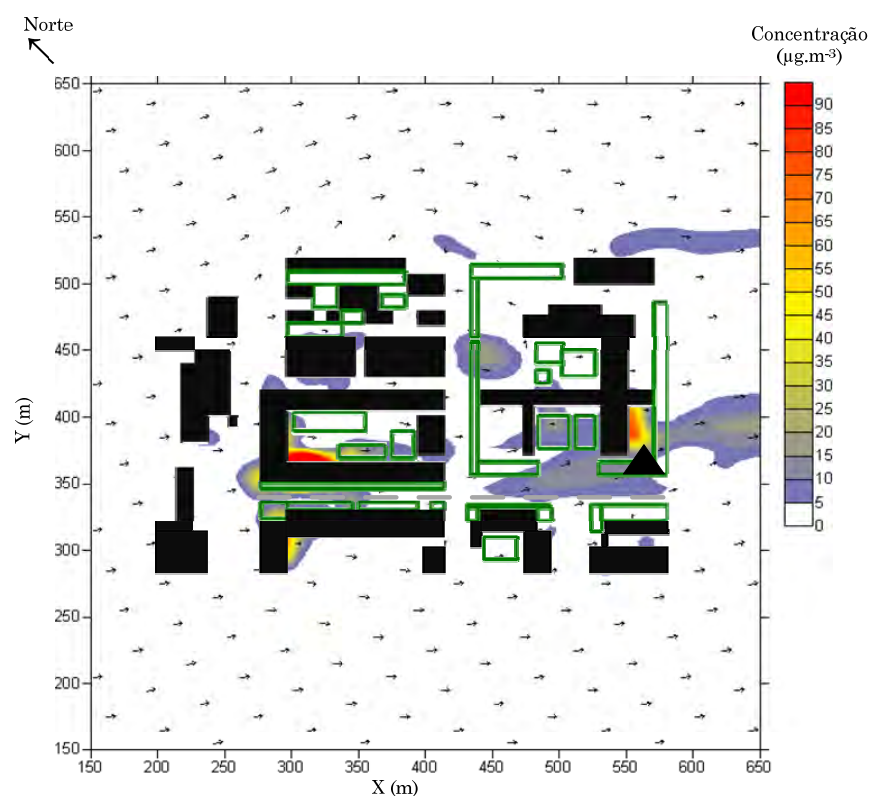


Figura E-11: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 10:00 – 11:00.

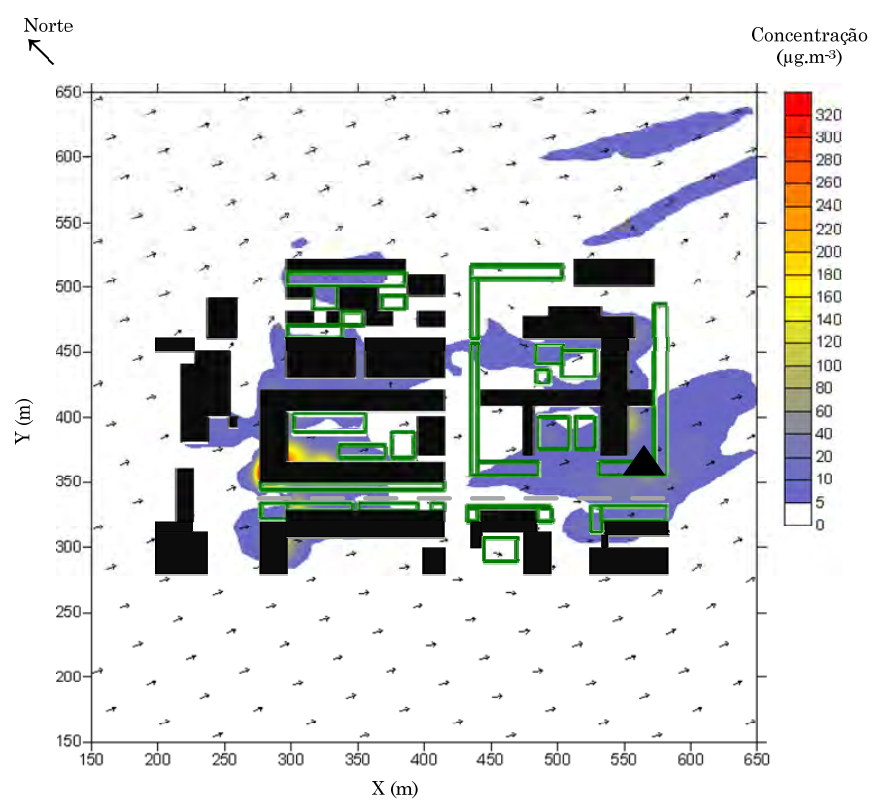


Figura E-12: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 11:00 – 12:00.

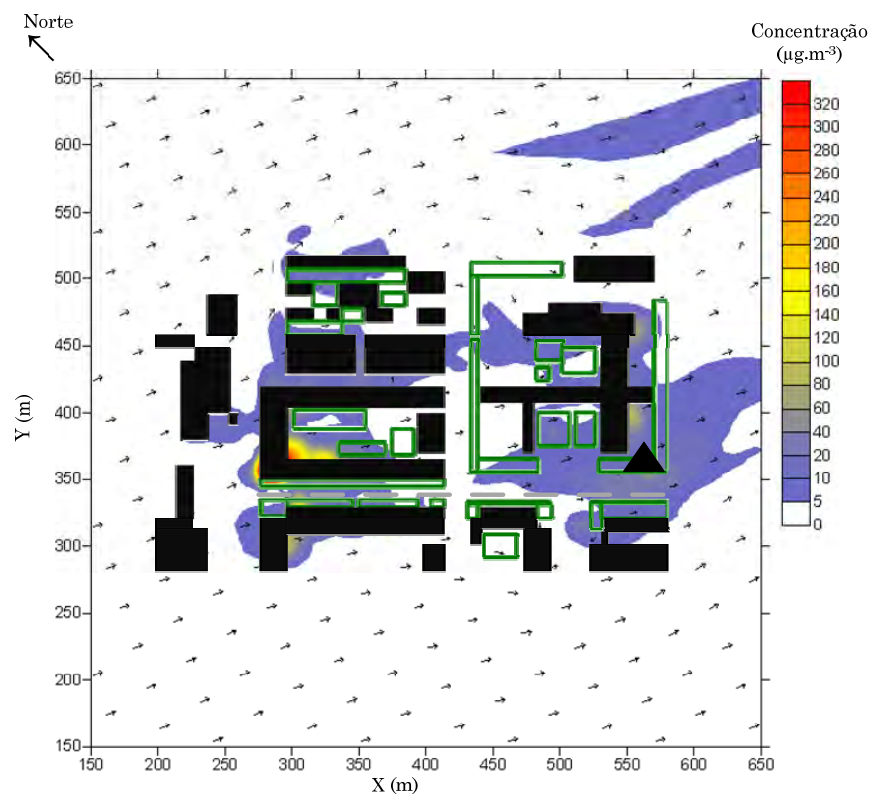


Figura E-13: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 12:00 – 13:00.

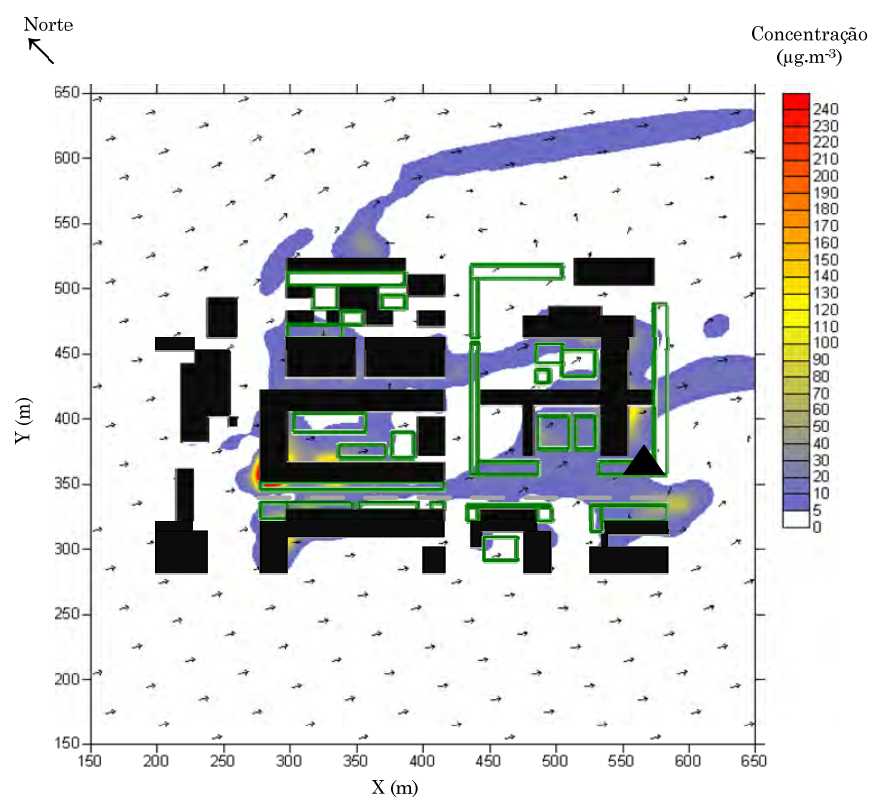


Figura E-14: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 13:00 – 14:00.

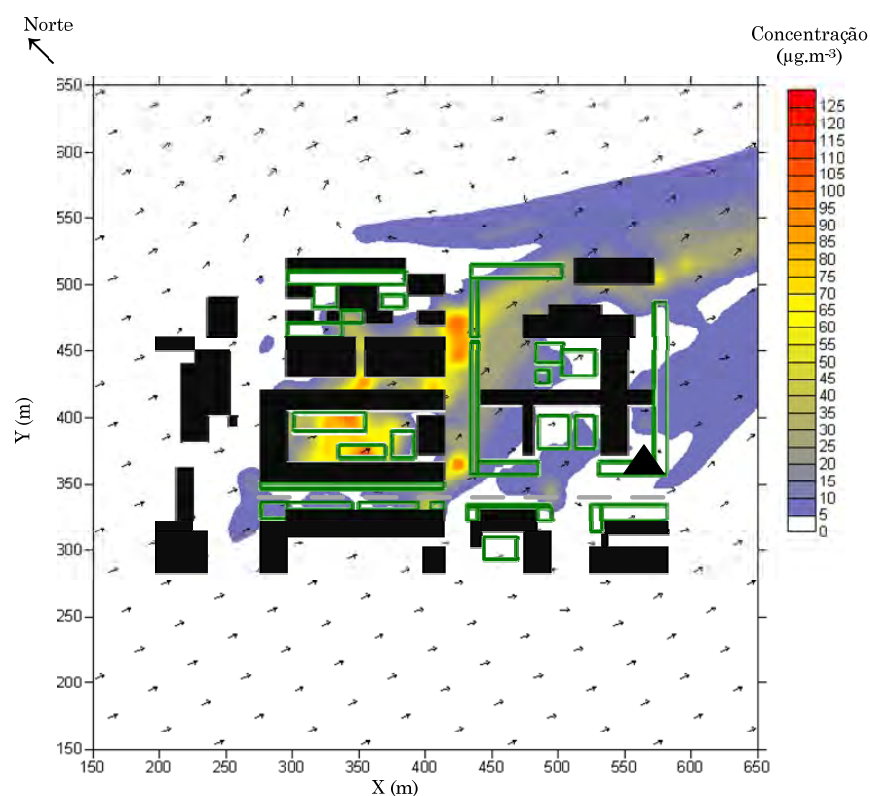


Figura E-15: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 14:00 – 15:00.

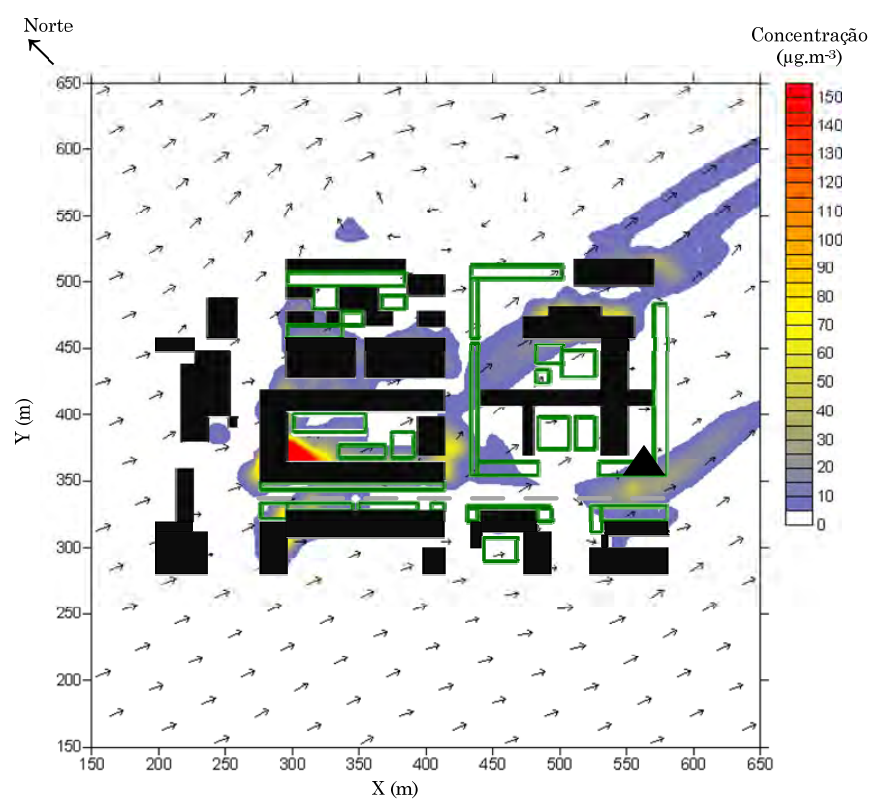


Figura E-16: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 15:00 – 16:00.

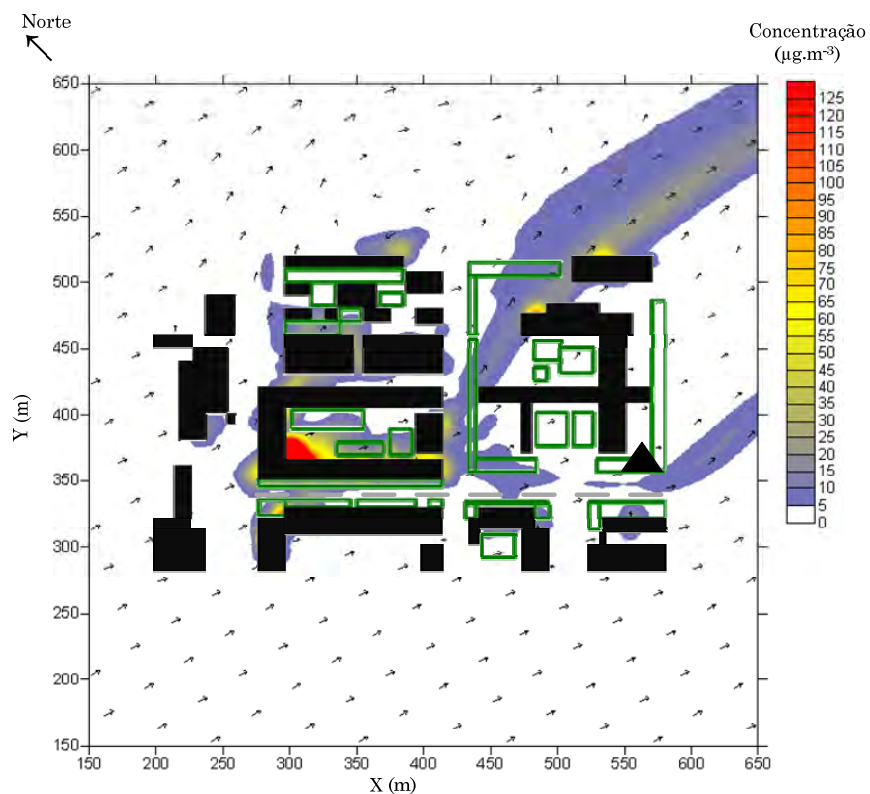


Figura E-17: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 16:00 – 17:00.

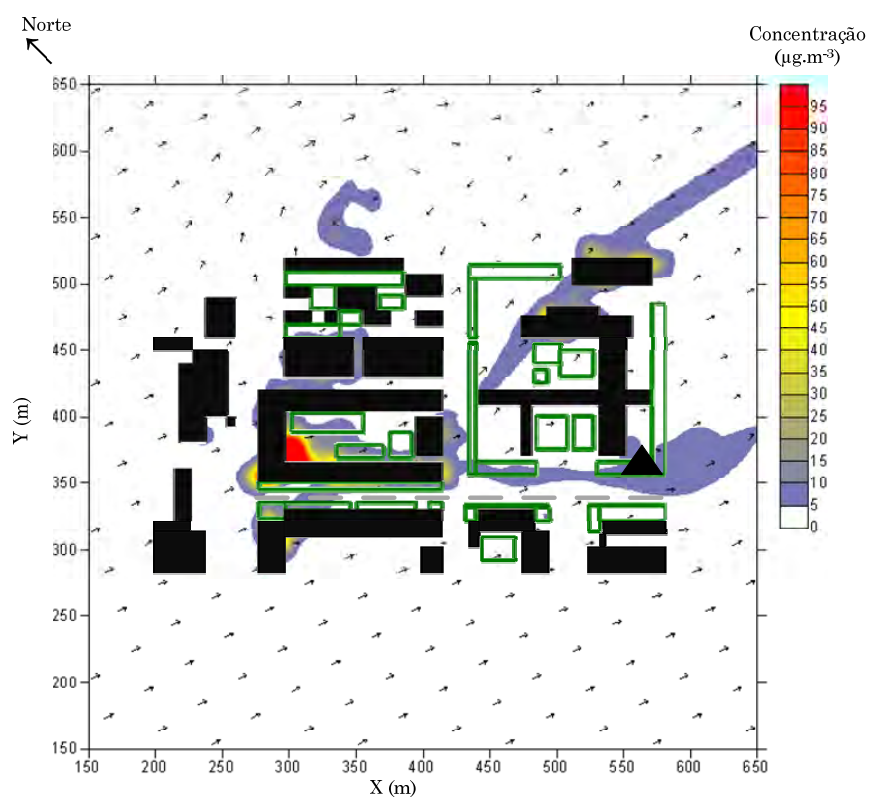


Figura E-18: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 17:00 – 18:00.

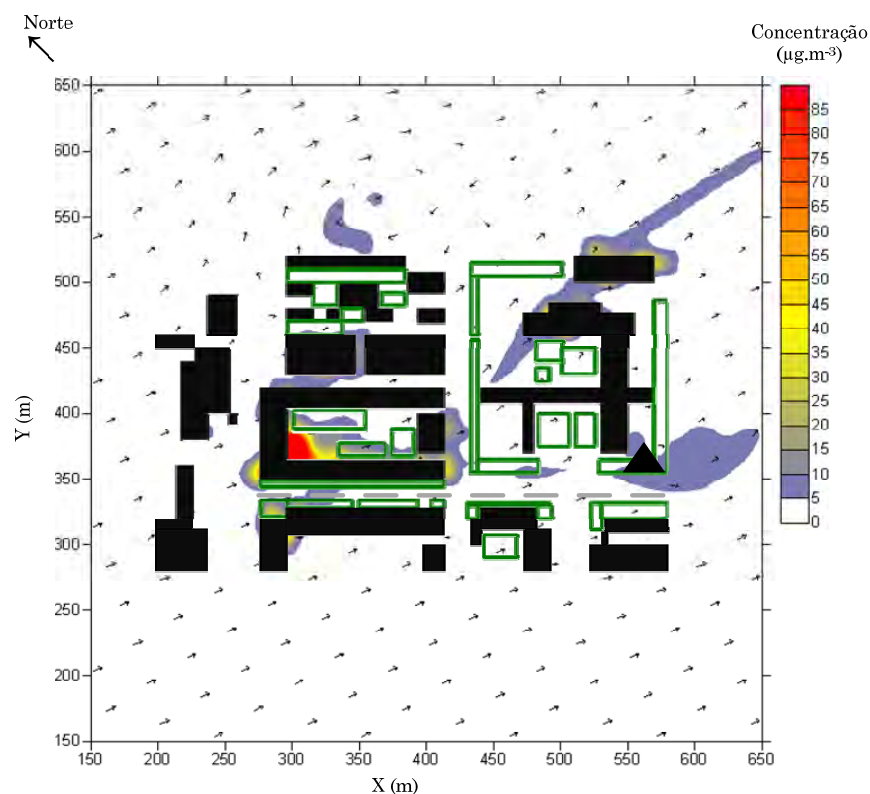


Figura E-19: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 18:00 – 19:00.

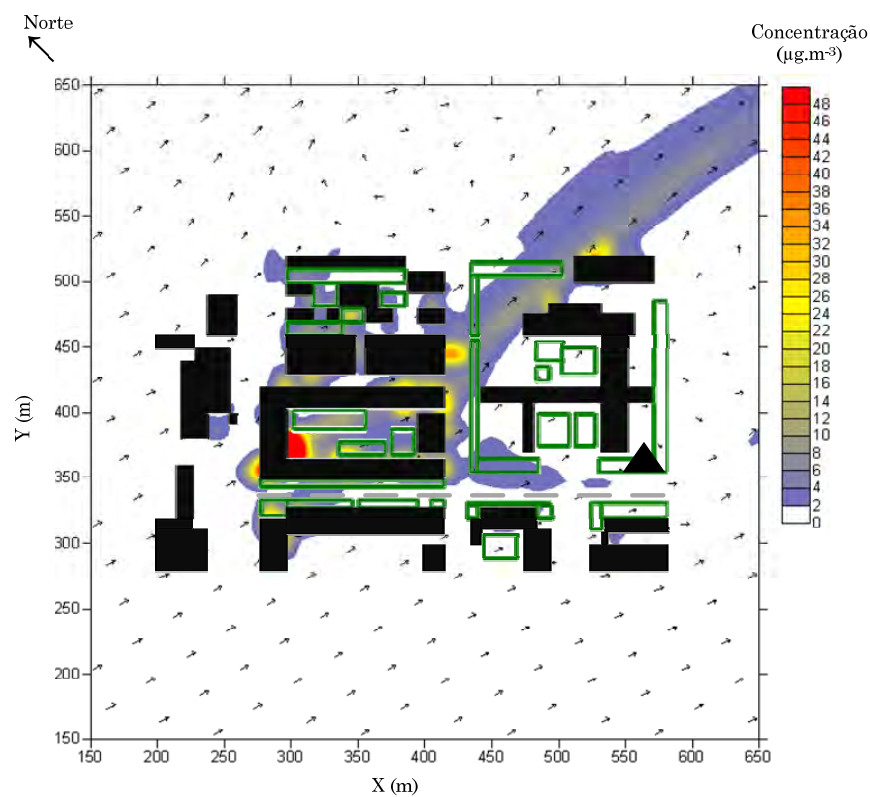


Figura E-20: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 19:00 – 20:00.

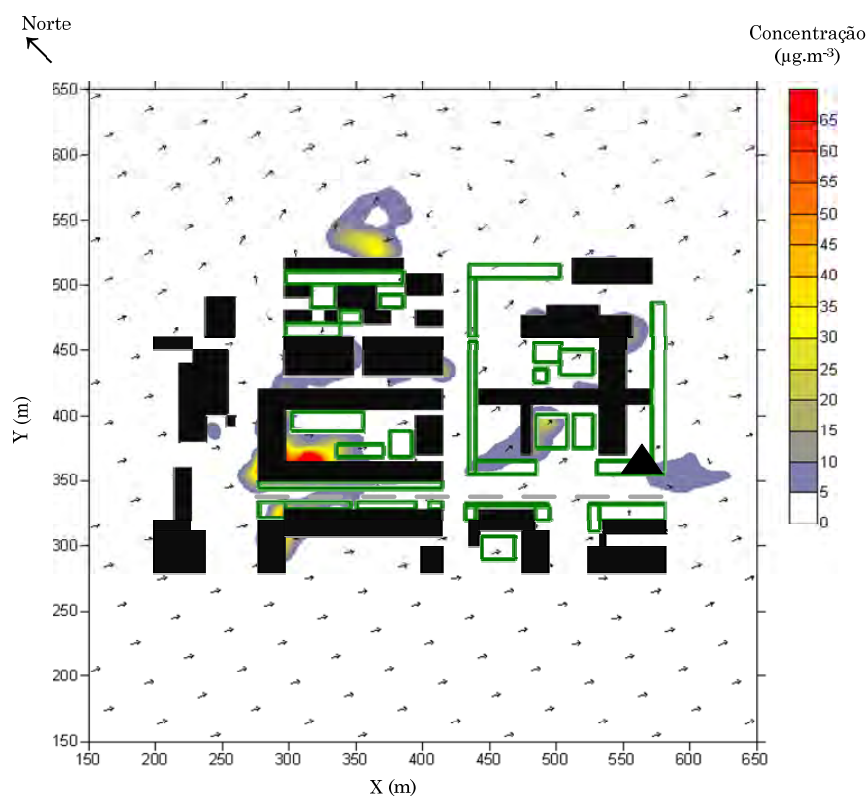


Figura E-21: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 20:00 – 21:00.

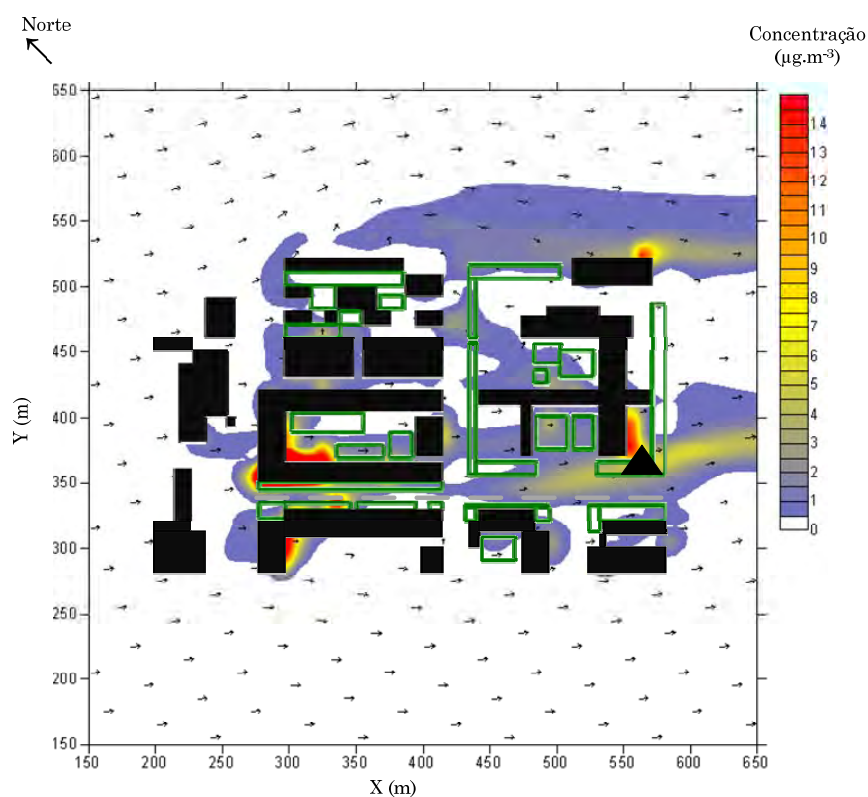


Figura E-22: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 21:00 – 22:00.

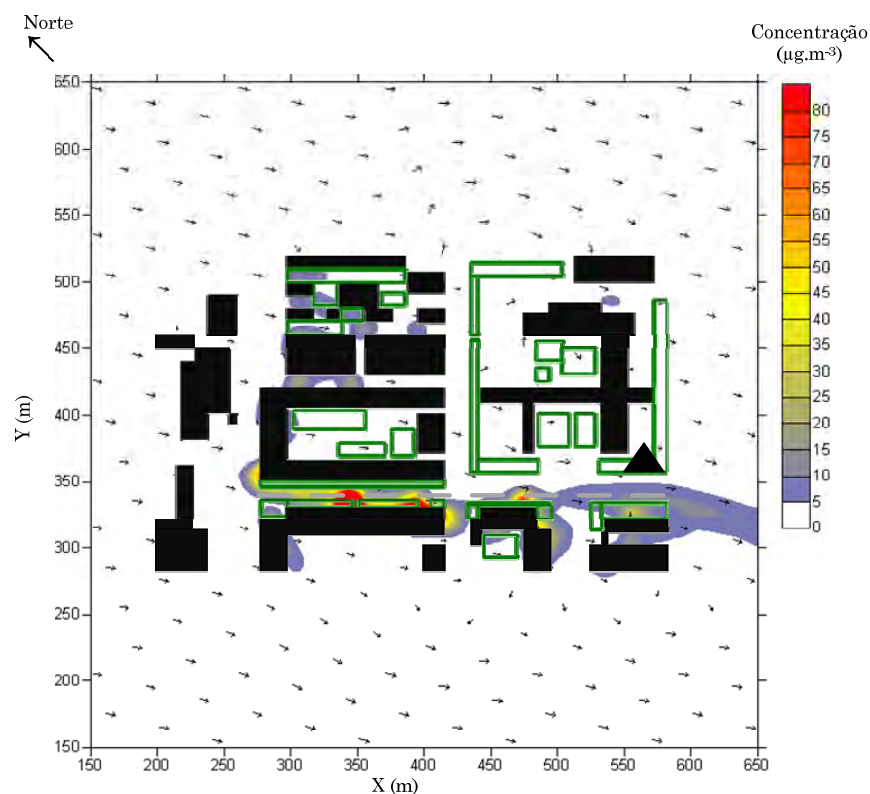


Figura E-23: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 22:00 – 23:00.

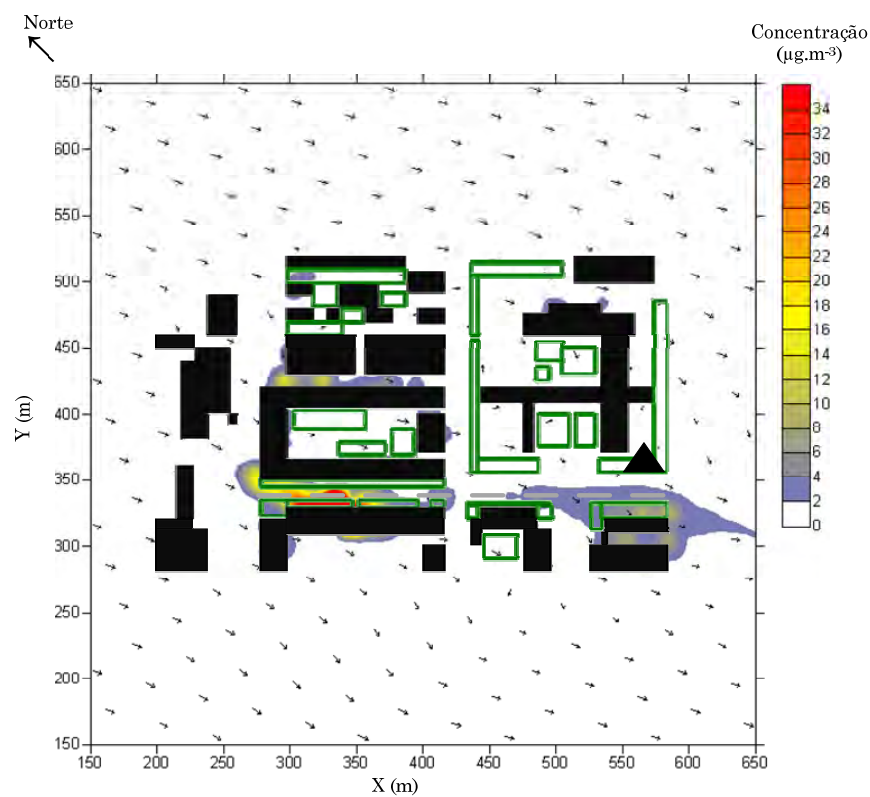


Figura E-24: Representação do campo horizontal para os valores de concentração de PM10 a 10 m, 23:00 – 24:00.